

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE PIURA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**ESCUELA PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**TESIS**

**“DIVERSIDAD ALFA DE MURCIÉLAGOS EN EL VIVERO FORESTAL Y FUNDO EL BOSQUE – MADRE DE DIOS, PERÚ.”**

**Presentada por:**

**Br. MILUSKA KATERINE RAMOS SANCHEZ.**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE  
BIÓLOGO**

**Línea de investigación:**

**BIODIVERSIDAD Y MEJORAMIENTO GENÉTICO**

**Sublínea de investigación:**

**Biodiversidad y ecología**

**PIURA – PERÚ  
2020**




UNIVERSIDAD NACIONAL DE PIURA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ESCUELA PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



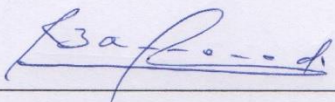
**TESIS**

**DIVERSIDAD ALFA DE MURCIÉLAGOS EN EL VIVERO  
FORESTAL Y FUNDO “EL BOSQUE” – MADRE DE DIOS, PERÚ.**

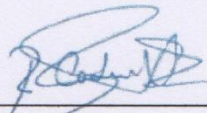
Línea de investigación:  
BIODIVERSIDAD Y MEJORAMIENTO GENÉTICO

  
Bach. Miluska Katerine Ramos Sanchez

EJECUTOR

  
Blgo. Robert Barrionuevo García, M.Sc.

ASESOR

  
Blgo. Richard Cadenillas Ordinola, M.Sc.

COASESOR



## DECLARACION JURADA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS

FACULTAD DE CIENCIAS

ESCUELA PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Yo, Miluska Katerine Ramos Sanchez identificada con DNI N° 72238699, Bachiller de la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas, de la Facultad de Ciencias y domiciliado en Mz. I Lote 34 AH. 18 de Mayo del distrito de Piura, provincia de Piura y departamento de Piura, con celular 951484700 y email miluskarsanchez@gmail.com

FORESTAL Y FUNDO "EL BOSQUE" - MADRE DE DIOS, PERÚ.

**DECLARO BAJO JURAMENTO:** que la tesis que presento es original e inédita, no siendo copia parcial ni total de una tesis desarrollada, y/o realizada en el Perú o en el Extranjero, en caso contrario de resultar falsa la información que proporciono, me sujeto a los alcances de lo establecido en el Art. N° 411, del código Penal concordante con el Art. 32° de la Ley N° 27444, y Ley del Procedimiento Administrativo General y las Normas Legales de Protección a los Derechos de Autor.

En fe de lo cual firmo la presente.

Blgo. Santiago Gerardo Chavez, M.Sc.

PRESIDENTE DE JURADO

Piura, 17 de Enero del 2020

Blgo. Armando Poma

SECRETARIO DE JURADO



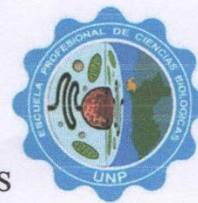
Miluska Katerine Ramos Sanchez  
DNI N° 72238699

Artículo 411.- El que, en un procedimiento administrativo, hace una falsa declaración en relación con hechos o circunstancias que le corresponde probar, violando la presunción de veracidad establecida por ley, será reprimido con pena privativa de libertad no menor de uno ni mayor de cuatro años.

Art. 4, Inciso 4,12 del Reglamento del Registro Nacional de Trabajos de Investigación para optar grados académicos y títulos profesionales – RENATI Resolución de Consejo Directivo N° 033-2016-SUNEDU/CD



UNIVERSIDAD NACIONAL DE PIURA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ESCUELA PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**TESIS**

**DIVERSIDAD ALFA DE MURCIÉLAGOS EN EL VIVERO  
FORESTAL Y FUNDO “EL BOSQUE” – MADRE DE DIOS, PERÚ.**

Línea de investigación:  
BIODIVERSIDAD Y MEJORAMIENTO GENÉTICO

---

Blgo. Santiago Coronel Chávez, M.Sc.

PRESIDENTE DE JURADO DE TESIS

---

Blgo. Armando Fotunato Ugaz Cherre

SECRETARIO DE JURADO DE TESIS

---

Dra. María del Rosario Montes Torres, Blgo.

VOCAL DE JURADO DE TESIS





# UNIVERSIDAD NACIONAL DE PIURA FACULTAD DE CIENCIAS



## ACTA DE SUSTENTACIÓN 001 - 2020-UI-FC-UNP

### FACULTAD DE CIENCIAS

Los Miembros del Jurado Calificador que suscriben, reunidos para evaluar la Tesis denominada "DIVERSIDAD ALFA DE MURCIÉLAGOS EN EL VIVERO FORESTAL Y FUNDO "EL BOSQUE "MADRE DE DIOS, PERÚ", presentada por la señorita Bachiller **MILUSKA KATERINE RAMOS SANCHEZ**, con el asesoramiento de la **Blgo. Robert Barrionuevo García** y co-asesor **Blgo. Richard Cadenillas Ordinola, MS.c.**; oídas las observaciones y respuestas a las preguntas formuladas, y de conformidad al Reglamento de Tesis para obtener el Título Profesional en la Facultad de Ciencias, la declaran:

APROBADA ☒

DESAPROBADA ☐

Con la mención de:


**BUENO**


☒ En consecuencia, queda en condición de ser ratificado por el Consejo de Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Piura, y recibir el **TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO**.


☒ En consecuencia, queda en condición de ser ratificado por el Consejo Universitario de la Universidad Nacional de Piura, y recibir el **TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO**; después que la sustentante incorpore la sugerencia del Jurado Calificador.

Piura, 06 de enero de 2020.

UNP

  
Blgo. **SANTIAGO CORONEL CHÁVEZ, MS.c.**  
PRESIDENTE DE JURADO DE TESIS

  
Blgo. **ARMANDO FORTUNATO UGAZ CHERRE**  
SECRETARIO DE JURADO DE TESIS

  
Dra. **MARÍA DEL ROSARIO MONTES TORRES, Blgo.**  
VOCAL DE JURADO DE TESIS



Campus Universitario - Urb. Miraflores S/N. Castilla  
PIURA - PERU

*A mi madre Dinora Sanchez Cueva, por todo su apoyo incondicional, esfuerzo, motivación y comprensión durante estos años y a mi hermano Abel, para que descubra la importancia de la naturaleza.*

*Al Programa de Conservación de Murciélagos de Piura, deseando que este trabajo pueda ayudar a nuevos estudiantes de la región a encontrar su vocación en la mastozoología.*

## AGRADECIMIENTOS

Al Serpentario Tropifauna de Puerto Maldonado, Madre de Dios, a cargo del Blgo. Victor Velasquez Zea quien brindo especial ayuda para conseguir los permisos, materiales, equipo y financiamiento necesario para esta investigación.

A los voluntarios durante el muestreo de campo: Percy, Mael Apaza, Heinrich Sucari, Jhonatan, Evelyn, Velky, y todos sus amigos, su apoyo en general fue el más importante.

Al profesor Blgo. Victor Pacheco Torres Ph.D. por brindarme el acceso tanto a la biblioteca especializada como a la colección científica del departamento de Mastozoología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. A Mercedes Molina, Orlando Zegarra, Pamela Sánchez, Judith Figueroa, Jazmín Ticona, Carlos Olaya y Dennisse Ruelas por el apoyo dentro de las instalaciones del departamento, comentarios y recomendaciones en la elaboración de este escrito.

Al Blgo. Richard Cadenillas Ordinola por su asesoría externa en la elaboración del informe final, así como al Blgo. Hugo Zamora y la Blga. Farah Carrasco con sus comentarios acerca del procesamiento de los datos.

Al Bach. Diego García Olaechea por su infinita paciencia al enseñarme el manejo de redes de niebla tras aceptarme como aprendiz junto a los estudiantes del Programa de monitoreo de aves del noroeste con quienes tuve mi primera experiencia en monitoreo de fauna silvestre, así como al Blgo. Jorge Carrera Guardia y el grupo de estudiantes del Programa de conservación de murciélagos de Piura, único grupo estudiantil dedicado a la mastozoología en la UNP sin los cuales no hubiera encontrado mi afinidad por este grupo taxonómico.

A los miembros del jurado, por sus revisiones durante la preparación de esta tesis.

# ÍNDICE GENERAL

Contenido	Pág.
HOJA DE FIRMAS DE EJECUTORES.....	ii
DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS.....	iii
HOJA DE FIRMAS DEL JURADO.....	iv
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS.....	v
DEDICATORIA .....	vi
AGRADECIMIENTOS .....	vii
ÍNDICE GENERAL.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS .....	x
ÍNDICE DE GRÁFICOS .....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xiii
RESUMEN .....	xvii
ABSTRACT.....	xviii
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>I. ASPECTOS DE LA PROBLEMÁTICA.....</b>	<b>2</b>
1.1. Descripción de la realidad problemática.....	2
1.2. Justificación e importancia de la investigación.....	7
1.3. Objetivos.....	8
<b>II. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>9</b>
2.1. Antecedentes de la investigación.....	9
2.2. Bases teóricas.....	12
2.2.1. Generalidades.....	12
2.2.2. Hábitos alimenticios en murciélagos.....	15
2.2.3. Importancia económica de los murciélagos en los ecosistemas.....	18
2.2.4. Respuestas de los murciélagos a la degradación de los ecosistemas.....	20
2.3. Glosario de términos básicos.....	22
2.4. Hipótesis.....	24
<b>III. MARCO METODOLÓGICO .....</b>	<b>25</b>
3.1. Enfoque y diseño.....	25
3.2. Sujetos de la investigación .....	27
3.2.1. Área de estudio .....	27



3.3. Métodos y Procedimientos .....	30
3.3.1 Método de captura y toma de datos .....	30
3.3.2 Determinación de especies.....	31
3.4. Análisis de datos .....	32
3.4.1 Determinación del estatus de conservación.....	32
3.4.1.1. Unión internacional para la conservación de la naturaleza.....	32
3.4.1.2. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre.....	33
3.4.1.3. Legislación nacional .....	33
3.4.2 Clasificación en gremios tróficos.....	33
3.4.3 Determinación del esfuerzo de muestreo .....	35
3.4.4 Abundancia relativa.....	35
3.4.5 Riqueza específica .....	36
3.4.5.1 Funciones de acumulación de especies .....	36
3.4.5.2 Métodos no paramétricos.....	38
3.4.6 Estructura .....	39
3.4.6.1 Modelos no paramétricos.....	39
3.4.6.2 Índices de abundancia proporcional.....	39
3.5. Aspectos éticos .....	40
<b>IV. RESULTADOS .....</b>	<b>41</b>
4.1 Composición de especies, estatus de conservación y gremios tróficos .....	41
4.2 Determinación del esfuerzo de muestreo .....	47
4.3 Abundancia relativa.....	47
4.4 Riqueza específica .....	55
4.4.1 Funciones de acumulación de especies.....	55
4.4.2 Métodos no paramétricos .....	55
4.5 Estructura de la comunidad .....	59
4.5.1 Índices de abundancia proporcional .....	59
<b>V. DISCUSIÓN.....</b>	<b>60</b>
<b>VI. CONCLUSIONES .....</b>	<b>80</b>
<b>VII. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>81</b>
<b>VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS .....</b>	<b>82</b>
<b>IX. ANEXOS.....</b>	<b>109</b>

# ÍNDICE DE TABLAS

Contenido	Pág.
<b>TABLA 3.1</b> Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.....	26
<b>TABLA 3.2.</b> Ubicación geográfica de los vértices del vivero forestal y fundo “El Bosque”.....	28
<b>TABLA 3.3</b> Clasificación de gremios de murciélagos basados en el hábitat y modo de forrajeo .....	34
<b>TABLA 3.4</b> Modelos matemáticos extrapolativos de acumulación de especies. ....	37
<b>TABLA 3.5</b> Estimadores no paramétricos y sus ecuaciones. ....	38
<b>TABLA 4.1</b> Especies de murciélagos capturadas en el vivero forestal y fundo “El Bosque” y su clasificación según su estado de conservación y gremio trófico. ....	41
<b>TABLA 4.2</b> Gremios y número total de especies de murciélagos capturados en el vivero forestal y fundo “El Bosque” .....	46
<b>TABLA 4.3 :</b> Esfuerzo de muestreo total y promedio realizado mensualmente en el vivero forestal y fundo “El bosque”.....	49
<b>TABLA 4.4</b> Frecuencia relativa (FR) y Abundancia relativa (AR) de las especies de murciélagos del fundo y vivero “El bosque”. ....	53
<b>TABLA 4.5</b> Valores obtenidos de los modelos de acumulación probados y el número total de especies estimado (TNS).....	56
<b>TABLA 4.6</b> Valores obtenidos del ajuste a la función de acumulación de Clench. ....	57
<b>TABLA 4.7</b> Valores de Riqueza obtenidos por estimadores no paramétricos y porcentaje de representatividad de especies alcanzado. ....	58
<b>TABLA 4.8</b> Índices de diversidad alfa estimados para la comunidad de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.. ....	59

# ÍNDICE DE GRÁFICOS

Contenido	Pág.
<b>GRÁFICO 4.1</b> Porcentaje de especies de murciélagos en función a las subfamilias registradas en el vivero forestal y fundo “El bosque” .....	44
<b>GRÁFICO 4.2</b> Número de especies en relación a los géneros de murciélagos registrados en el vivero forestal y fundo “El bosque”. .....	44
<b>GRÁFICO 4.3</b> Histograma de abundancia absoluta de las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”. .....	51
<b>GRÁFICO 4.4</b> Histograma de frecuencia relativa de las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”. .....	52
<b>GRÁFICO 4.5</b> Curvas de acumulación basadas en los modelos de Clench (azul), Exponencial (verde) y Logarítmico (amarillo). .....	56
<b>GRÁFICO 4.6</b> Curva de acumulación basada en la función de Clench para las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”. .....	57
<b>GRÁFICO 4.7</b> Valores de riqueza basados en los estimadores no paramétricos Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 y su intervalo de confianza respectivo. ....	58



## ÍNDICE DE FIGURAS

Contenido	Pág.
<b>FIGURA 3.1</b> Área de estudio señalando en colores los puntos de muestreo evaluados.....	25
<b>FIGURA 3.2</b> Ubicación geográfica del Vivero Forestal –Fundo “El Bosque. ....	27

# ÍNDICE DE ANEXOS

Contenido	Pág.
<b>FIGURA 3.</b> Principales vías en Madre de Dios y vista externa de la localidad de muestreo. .	<b>109</b>
<b>FIGURA 4.</b> Bosque perhúmedo de terraza alta presente en el vivero forestal y fundo “El Bosque”- Madre de Dios, Perú.....	<b>110</b>
<b>FIGURA 5.</b> Acceso al vivero forestal y fundo “El Bosque”- Madre de Dios, Perú. ....	<b>110</b>
<b>FIGURA 6.</b> Representación gráfica de las partes y las principales medidas tomadas en murciélagos. ....	<b>111</b>
<b>TABLA 14.</b> Ficha para la recolección de datos de campo empleada en la evaluación en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>112</b>
<b>TABLA 15.</b> Tabla de datos de campo empleada el día 21 de Julio del 2017 en la evaluación del vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.. ....	<b>113</b>
<b>TABLA 16.</b> Tabla de datos de campo empleada el día 27 de Julio del 2017 en la evaluación del vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>114</b>
<b>FIGURA 7.</b> Instalación de redes de niebla en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>115</b>
<b>FIGURA 8.</b> Captura de murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>115</b>
<b>FIGURA 9.</b> <i>Artibeus glaucus</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>116</b>
<b>FIGURA 10.</b> <i>Artibeus anderseni</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>116</b>
<b>FIGURA 11.</b> <i>Artibeus gnomus</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>116</b>
<b>FIGURA 12.</b> <i>Artibeus lituratus</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>117</b>
<b>FIGURA 13.</b> <i>Artibeus obscurus</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>117</b>

<b>FIGURA 14.</b> <i>Artibeus planirostris</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>117</b>
<b>FIGURA 15.</b> <i>Carollia brevicauda</i> , subfamilia: Carollinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.. .....	<b>118</b>
<b>FIGURA 16.</b> <i>Carollia perspicillata</i> , subfamilia: Carollinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>118</b>
<b>FIGURA 17.</b> <i>Chiroderma trinitatum</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>118</b>
<b>FIGURA 18.</b> <i>Chiroderma villosum</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>119</b>
<b>FIGURA 19.</b> <i>Desmodus rotundus</i> , subfamilia: Desmodontinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>119</b>
<b>FIGURA 20.</b> <i>Gardnerycteris crenulatum</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>119</b>
<b>FIGURA 21.</b> <i>Glossophaga soricina</i> , subfamilia: Glossophaginae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>120</b>
<b>FIGURA 22.</b> <i>Hsunitycteris pattoni</i> , subfamilia: Lonchophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>120</b>
<b>FIGURA 23.</b> <i>Lophostoma carrikeri</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>120</b>
<b>FIGURA 24.</b> <i>Lophostoma silvicolum</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>121</b>
<b>FIGURA 25.</b> <i>Mesophylla macconelli</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>121</b>
<b>FIGURA 26.</b> <i>Micronycteris minuta</i> , subfamilia: Micronycterinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>121</b>
<b>FIGURA 27.</b> <i>Phyllostomus discolor</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>122</b>



<b>FIGURA 28.</b> <i>Phyllostomus elongatus</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>122</b>
<b>FIGURA 29.</b> <i>Phyllostomus hastatus</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>122</b>
<b>FIGURA 30.</b> <i>Platyrrhinus infuscus</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>123</b>
<b>FIGURA 31.</b> <i>Platyrrhinus incarum</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>123</b>
<b>FIGURA 32.</b> <i>Rhinophylla fischeriae</i> , subfamilia: Rhynophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>123</b>
<b>FIGURA 33.</b> <i>Rhinophylla pumilio</i> , subfamilia: Rhynophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>124</b>
<b>FIGURA 34.</b> <i>Sturnira lilium</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú .....	<b>124</b>
<b>FIGURA 35.</b> <i>Sturnira tildae</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>124</b>
<b>FIGURA 36.</b> <i>Tonatia saurophila</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>125</b>
<b>FIGURA 37.</b> <i>Trachops cirrhosus</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú .....	<b>125</b>
<b>FIGURA 38.</b> <i>Trinycteris nicefori</i> , subfamilia: Glyphonycterinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>125</b>
<b>FIGURA 39.</b> <i>Uroderma bilobatum</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>126</b>
<b>FIGURA 40.</b> <i>Vampyriscus bidens</i> , subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>126</b>
<b>FIGURA 41.</b> <i>Vampyrum spectrum</i> , subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.....	<b>126</b>

<b>FIGURA 42.</b> <i>Peropteryx leucoptera</i> , subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>127</b>
<b>FIGURA 43.</b> <i>Peropteryx pallidoptera</i> , subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>127</b>
<b>FIGURA 44.</b> <i>Saccopteryx bilineata</i> , subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>127</b>
<b>FIGURA 45.</b> <i>Myotis riparius</i> , subfamilia: Myotinae, familia: Vespertilionidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>127</b>
<b>TABLA 17.</b> Listado de especies, nombres comunes (según Pacheco et al., 2009) y zona de captura de los murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú. ....	<b>128</b>
<b>TABLA 18.</b> Listado de especies y código de depósito (MUSM) de especímenes ingresados en la colección de mamíferos del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. ....	<b>130</b>
<b>FIGURA 46.</b> Distribución de singletons dentro del vivero forestal y fundo “El bosque”: Inicio (rojo), Medio (Azul) y Final (verde). ....	<b>131</b>
<b>FIGURA 47.</b> Individuos capturados y sus crías .....	<b>132</b>
<b>FIGURA 48.</b> Individuo de <i>Carollia perspicillata</i> con leucismo. ....	<b>132</b>
<b>FIGURA 49.</b> Patagios transparentes característico en algunas especies de <i>Peropteryx</i> .....	<b>133</b>

# DIVERSIDAD ALFA DE MURCIÉLAGOS EN EL VIVERO FORESTAL Y FUNDO “EL BOSQUE” – MADRE DE DIOS, PERÚ

Enero, 2020

Bach. Miluska Katerine Ramos Sanchez

Tesis de licenciatura presentada a la escuela profesional de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Piura

---

## RESUMEN

El Vivero Forestal y Fundo “El Bosque” es administrado por la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, se ubica en el sector Loboyoc (km 16,5, carretera Interoceánica Puerto Maldonado – Iñapari), departamento de Madre de Dios. Este trabajo presenta el primer análisis de diversidad de quirópteros para la zona. El muestreo se realizó entre los meses de junio-octubre del 2017, empleándose redes de niebla en sotobosque con un esfuerzo de 12 948 metros-hora y capturándose 978 individuos pertenecientes a 37 especies y 3 familias (Emballonuridae, Phyllostomidae y Vespertilionidae) reportándose el registro más oriental de *Peropteryx leucoptera* a 330 km al noreste del Parque Nacional del Manu y el aumento de 820 km al sur desde el Parque Nacional Sierra del Divisor en la distribución de *Peropteryx pallidoptera*. Ninguna de las especies registradas se encontró bajo alguna categoría de amenaza nacional ni internacional. *Artibeus planirostris* y *Carollia perspicillata* fueron las especies más abundantes con 0,024 y 0,014 individuos/metros-hora. La función de Clench estimó 42 especies y calculó un 88,7% de completitud en el muestreo. Estimadores de riqueza como Chao 1 y Chao 2 (43,39), Jackknife 1 (44,99) y Jackknife 2 (47,99) confirmaron el elevado número de especies del área. La estructura de la comunidad se determinó por un alto valor en la diversidad de Simpson ( $1-D = 0,861$ ) dada por un bajo nivel de dominancia (0,138), el índice de Shannon-Wiener (2,421) mostró un valor medianamente alto de entropía relacionado a la equidad medianamente alta dada por el índice de Pielou (0,67).

**Palabras clave:** Chiroptera, Madre de Dios, Loboyoc, Phyllostomidae, Riqueza de especies.



# ALPHA DIVERSITY OF BATS FROM FOREST NURSERY AND FOREST “EL BOSQUE” – MADRE DE DIOS, PERÚ

January, 2020

Bach. Miluska Katerine Ramos Sanchez

Bachelor thesis presented to the professional school of Biological Sciences of the  
National University of Piura

---

## ABSTRACT

The forest nursery and forest "El Bosque" is managed by the National Amazonic University of Madre de Dios, located in Loboyoc (km 16.5, Puerto Maldonado - Iñapari Interoceanic Highway), department of Madre de Dios. This work presents the first diversity analysis of chiroptera for the area. The sampling was done during the months of June until October of 2017, mistnets were used to sample at the ground level with a total effort of 12 948 meters-hour. 978 individuals were captured belonging to 37 species and 3 families (Emballonuridae, Phyllostomidae and Vespertilionidae) reporting the easternmost record of *Peropteryx leucoptera*, 330 km northeast from National Park of Manu; and 820 km south from the National Park of Sierra del Divisor for *Peropteryx pallidoptera*. None of the registered species fall under any category of national or international threat. *Artibeus planirostris* and *Carollia perspicillata* were the most abundant species with 0.024 and 0.014 individuals / meter-hours. Clench's function estimates 42 species and calculates 88.7% complete sampling. Richness estimators such as Chao 1 and Chao 2 (43.39), Jackknife 1 (44.99) and Jackknife 2 (47.99) confirmed the high number of species in the area. The structure of the community was determined by a high value in Simpson's diversity ( $1-D = 0.861$ ) given by a low level of dominance (0.138), the Shannon-Wiener index (2.421) showed a moderately high value of entropy related to evenness given by the Pielou index (0.67).

**Key words:** Chiroptera, Madre de Dios, Loboyoc, Phyllostomidae, Species richness.

## INTRODUCCIÓN

La diversidad alfa como tal es un concepto abstracto producto de la necesidad de cuantificar diversos procesos ecológicos y evolutivos de actuación simultánea en una determinada escala espacial y temporal; uno de ellos es la especiación, proceso por el cual las poblaciones generan otras nuevas, aisladas reproductivamente de la población original como una respuesta adaptativa a su medio; introduciendo el concepto de especie como medio cuantificable de estos procesos en el ecosistema, generando la idea de que cuantas más especies se encuentren en una zona, esta será más “diversa”.

Sin embargo, esto conlleva a analizar porque algunos hábitats son más diversos que otros, siendo necesario evaluar otros procesos ecológicos que involucren tanto los componentes bióticos como abióticos del ecosistema, los cuales se traducen en la disponibilidad de recursos que le pueda ofrecer el área a sus huéspedes, las especies, y como son distribuidos entre los mismos, facilitando la ocurrencia de algunas especies mientras que, para otras, pudiera resultar adversa.

El impacto de las carreteras en regiones tropicales sobre la naturaleza y la sociedad ha sido controversial ya que, si bien estimulan el crecimiento económico y son de fuerte apoyo popular, político y empresarial, de la misma manera son capaces de generar tensas relaciones entre los pobladores locales, la empresa privada y el gobierno, ya sea por la falta de cumplimiento de compromisos o por el mal manejo de sus residuos advertido en los cambios en los parámetros ambientales de la localidad.

El tramo 3 de la carretera interoceánica sur, adyacente al área de estudio, es un caso de especial interés debido a que según Dourojeanni (2006) Madre de Dios, es uno de los pocos departamentos en los que aún se conserva gran parte de la biodiversidad original de la Amazonía, con una importante superficie de su territorio dedicada a la conservación y a la protección de poblaciones indígenas en aislamiento voluntario o de un contacto inicial (Gobierno Regional de Madre de Dios [GOREMAD], 2015) que aún viven de forma tradicional, generando para el país no solo riqueza biológica sino también cultural, ambas altamente vulnerables ante la accesibilidad de su territorio y la aparición de nuevos asentamientos humanos circundantes, los cuales no se encuentran contemplados en las propuestas de zonificación económica y ecológica de la región.

Bajo este contexto, este trabajo contempla el análisis de la diversidad alfa de la comunidad de murciélagos presentes en el vivero forestal y fundo “El Bosque” del departamento de Madre de Dios bajo dos perspectivas: la composición de especies o riqueza y la estructura de la comunidad;

para lo cual se empleó la captura de especímenes vivos a través del uso de redes de niebla, las cuales fueron dispuestas en lugares de posible tránsito de los mismos y revisadas de forma constante durante la noche con la finalidad de tomar datos acerca de las especies y su ecología.

El análisis de datos contempló el uso de diversos estimadores matemáticos con la finalidad de predecir el número total de especies presentes en el área evaluada y en función a esto predecir el grado de completitud alcanzado durante la evaluación; adicionalmente se buscó observar los patrones de distribución del valor de importancia de cada especie en el ecosistema en función a su dominancia o rareza en la comunidad, reflejando así el grado de equilibrio presente en el área de estudio.

La riqueza de especies encontrada en el vivero forestal y fundo “El Bosque” estuvo compuesta por 37 especies correspondientes a 23 géneros y 3 familias, de las cuales la familia Phyllostomidae fue la más abundante con 33 especies, siendo *Artibeus planirostris* la especie más abundante con 264 individuos capturados, seguido de *Carollia perspicillata* con 181 individuos, abarcando entre las dos especies el 45,5% del total de individuos capturados durante el estudio, mostrando la dominancia de estas sobre la abundancia de las especies restantes.

## **I. ASPECTOS DE LA PROBLEMÁTICA**

### **1.1. DESCRIPCIÓN DE LA REALIDAD PROBLEMÁTICA**

El departamento de Madre de Dios, ubicado en la zona sur oriental del país, es una región fronteriza con los países de Brasil y Bolivia, cubierta mayoritariamente por bosques tropicales y subtropicales representando el 6,6% del territorio peruano y el 15,3% de nuestra amazonia, siendo considerada desde 1994 bajo la ley N.º 26311, la “Capital de la biodiversidad del Perú” por su elevada diversidad biológica, alto número de endemismos y gran potencial para la explotación de recursos en el sector minero, forestal, agropecuario y de hidrocarburos, todos de gran impacto para la economía de la población local, sin embargo, al ser asociados con contaminación y deterioro ambiental, el impacto no es necesariamente siempre positivo (Ascorra y Dávila 2008; Figueroa y Stucchi 2010).

El documento de zonificación económica y ecológica del departamento de Madre de Dios (Gobierno Regional de Madre de Dios [GOREMAD] e Instituto de Investigación de la Amazonia Peruana [IIAP], 2009) establece que las áreas con mayor valor bioecológico se encuentran

cercanas a la zona de cordillera andina y piedemonte subandino al suroeste del departamento así como en las llanuras de los ríos alto Madre de Dios, Las Piedras, etc.; las cuales comprenden áreas naturales protegidas (ANP) de administración nacional dentro de las cuales tenemos tres parques nacionales (PN), el de Bahuaja Sonene, Manu y Alto Purús; la reserva nacional (RN) de Tambopata y las reservas comunales (RC) Amarakaeri y Purús, albergando así el 44,62% del territorio del departamento.

En cuanto a las áreas privadas, estas cumplen la importante función de servir de corredores de tránsito para la fauna hacia espacios como las ANP; el departamento cuenta con dieciséis áreas de conservación privada (ACP), trece concesiones para la conservación, veinticuatro concesiones para ecoturismo y una reserva territorial para pueblos indígenas en aislamiento voluntario, sumando todas ellas el 12,37% aproximadamente del territorio de la región (GOREMAD, 2015), al incorporar este porcentaje a los de las ANP, se observa que gran parte del departamento está destinado a la conservación, sin embargo Madre de Dios, adicionalmente, es la región con la mayor tasa de crecimiento poblacional durante el periodo de 1940 hasta el año 2007, siendo representada mayoritariamente por migrantes asentados cerca de vías de acceso como la carretera interoceánica y los ríos Tambopata y Madre de Dios (Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI], 2011).

El aumento en la tasa de crecimiento poblacional conllevó a la creación de nuevos asentamientos humanos en zonas periféricas a la ciudad, lo que coincide con los altos valores observados en los índices de pobreza regional (INEI, 2011), en donde las principales actividades de subsistencia incluyen la caza indiscriminada, generación de pastizales a través del incendio no controlado de bosques, tala ilegal y la minería informal, afectando así la biodiversidad aledaña, puesto que actúan de forma sinérgica con procesos como la fragmentación, conectividad entre remanentes, tiempo de perturbación y los efectos de borde pudiendo en conjunto resultar muy perjudiciales (Laurance et al., 2002).

Particularmente el paisaje que rodea al vivero forestal y fundo “El bosque” se compone mayoritariamente de pastizales con fines pecuarios, sin embargo, la lotización de terrenos adyacentes a los tramos de la carretera cercanos al sector “El Triunfo” ha ido incrementándose, siendo previsto que en pocos años la urbanización de la faja viaria alcance el área de estudio, la cual está ubicada de forma contigua a esta, lo cual implicaría la integración de diferentes poblados rurales facilitando su acceso a los servicios del estado pero, a su vez, disminuiría la conectividad del fundo con fragmentos de bosque aledaños, lo cual provocaría la concentración excesiva de individuos y progresivamente la extinción local de la flora y fauna.

El impacto generado en la zona proviene desde la década de 1980 y está relacionado con la creación de la primera trocha carrozable entre Madre de Dios y la frontera Brasileña, tras la pavimentación actual de la carretera interoceánica sur, el impacto ambiental ha sido gradual y acumulativo, puesto que está demostrado que la transformación de trochas peatonales o vías carrozables en vías afirmadas y asfaltadas genera el incremento de la deforestación en las zonas aledañas debido al incremento de vías de penetración a partir de la vía principal o carretera, hacia nuevas zonas para extraer madera o generar espacios de cultivo (Dourojeanni, 2006), en adición a esto, la ausencia del estado y su falta de apoyo a la agricultura contribuye al uso de técnicas inadecuadas en el sector agropecuario que resultan en la deforestación innecesaria de áreas sin aptitud agrícola que luego son abandonadas o usadas mediante rotaciones a largo plazo (Dourojeanni et al., 2009).

Diversos autores concuerdan con la idea de que en ambientes correspondientes a estadios sucesionales avanzados la diversidad de especies de murciélagos encontrada será mucho mayor a la presente en hábitats que se encuentren en uso (pastizales) o sean de abandono reciente (estadio temprano) debido a la presencia de especies raras o de menor abundancia y de presencia exclusiva de hábitats conservados, siendo estas áreas principalmente recomendadas como objeto de conservación (Estrada y Coates-Estrada, 2001, 2002; Numa et al., 2005; Faria et al., 2006; Castro-Luna et al., 2007a; Avila-Cabadilla et al., 2009 y Martins et al., 2017).

La reducción de hábitats de calidad, ya sea por el cambio de uso de suelo o la expansión urbana, afecta a las especies en su comportamiento, su dinámica poblacional y sus interacciones con otras especies, sin embargo, el tipo de respuesta a la perturbación dada por los individuos, poblaciones o comunidades está en función a los atributos de cada especie que determinan su grado de sensibilidad ante los cambios en el hábitat (Vergara et al., 2014). En ambientes perturbados, el efecto de la fragmentación sobre los murciélagos dependerá de las nuevas características del paisaje y de la adaptabilidad de cada especie, siendo las especies dependientes de vegetación nativa, con baja densidad y/o de requerimiento de un gran ámbito de hogar, las más afectadas y sobre las cuales podría observarse cambios en su estructura genética a largo plazo (Galindo-Gonzales 2004, 2007).

Los murciélagos debido a su capacidad de vuelo son capaces de cruzar grandes extensiones de espacio abierto, generado por pastizales o cultivos agrícolas, con la finalidad de explorar nuevos fragmentos en la búsqueda de recursos, sin embargo, se ha observado que algunas especies se mantienen perennes en un solo fragmento debido a que evitan espacios abiertos mientras forrajea especializándose así, solo en hábitats cerrados, mientras que otras especies utilizan claros de bosque o una combinación de ambos tipos de hábitat (Galindo-Gonzales, 2004), de tal



modo que es posible asociar determinadas especies a ciertas características del hábitat en función a su tipo de alimentación, viéndose generalmente desfavorecidas cuanto más abierto sea el dosel mientras que el incremento del área basal de los árboles así como la espesura del sotobosque contribuye a su diversidad (Martins et al., 2017).

Especies como *Pteronotus personatus*, *Mimon cozumelae*, *Trachops cirrhosus*, *Vampyrum spectrum*, *Vampyressa pusilla* y *Thyroptera tricolor* son reconocidas por tener una dieta especializada y habitar espacios no perturbados o grandes fragmentos de vegetación, no haciendo uso de áreas abiertas (Galindo-Gonzales, 2004) como las agropecuarias, así estas posean árboles o vegetación riparia, no obstante, estos datos deben ser confrontados constantemente con nuevos reportes puesto que se sugiere que algunas de estas especies pueden estar empezando a usar espacios de borde o corredores entre fragmentos de bosque que permitan su desplazamiento entre estos, lo cual disminuiría su grado de vulnerabilidad ante una hipotética extinción local pero sin llegar a considerarse especies adaptables y tolerantes a la perturbación.

Murciélagos como *Carollia perspicillata* y *Glossophaga soricina* por otro lado, obtienen abundancias poblacionales bajas mientras aumenta la altura de los árboles dentro del ecosistema, mientras que *Artibeus lituratus* y *Artibeus planirostris* son asociados a hábitats de dosel cerrado y *Artibeus obscurus* lo es a sotobosques menos densos; en tanto especies como *Phyllostomus elongatus* y *Lophostoma silvicolium* no ven afectadas sus poblaciones por la estructura del bosque, demostrando que la respuesta a la perturbación de un hábitat es específica a la especie (Willig et al., 2007; Martins et al., 2017), pudiendo favorecer a algunas o afectar negativamente a otras.

Si bien existen pocos estudios que muestren cuantitativamente como disminuyen las poblaciones de murciélagos por efecto de la intensificación de la agricultura, diversos autores concuerdan que el empleo de cultivos orgánicos resulta menos perjudicial para ellos (Wickramasinghe et al., 2003), tras demostrar que la diversidad y actividad de forrajeo de estos se incrementa debido a la buena calidad de agua circundante, dado que el uso excesivo de agroquímicos declina las poblaciones de insectos alterando el comportamiento de forrajeo de las especies insectívoras.

Adicionalmente la deforestación a pequeña escala característica de la agricultura de subsistencia no disminuye la tendencia de pases entre fragmentos en murciélagos como si lo harían espacios abiertos de kilómetros de largo (Willig et al., 2007), siendo necesario para mantener poblaciones estables la presencia de un borde de bosque adyacente, árboles aislados o vegetación riparia dentro de pastizales (Galindo-González y Sosa, 2003) las cuales les sirven de

refugio, lugar de descanso, de reproducción y como corredor disminuyendo el riesgo de depredación.

Respecto al impacto causado por la construcción de infraestructura viaria, siendo la más cercana a la zona de evaluación la carretera interoceánica sur, se ha documentado principalmente la reducción del área neta y proliferación de bordes que tienen como efecto el incremento de la diversidad alfa y beta debido a un recambio de especies en los primeros metros del bosque, lo que explicaría la presencia de una mayor cantidad de especies en hábitats perturbados (Gorresen y Willig 2004; García-Morales et al., 2013) adicionalmente es propuesto el aumento de la abundancia de especies generalistas o invasoras con el consecuente incremento de la dominancia y por ende disminución de la diversidad por el desplazamiento de especies nativas en el borde (Delgado et al., 2004).

Dado que los murciélagos aprovechan generalmente los espacios abiertos para desplazarse, se encontró que su abundancia en espacios de borde puede ser hasta siete veces mayor que la presente en bosques primarios, sin embargo los valores de diversidad en este último son mayores, por otro lado la presencia de especies oportunistas como *Carollia perspicillata*, o comunes de hábitats perturbados como *Glossophaga soricina* fue detectada hasta tres kilómetros del borde de bosque (Delaval y Charles-Dominique, 2006) reflejando el alcance del impacto a través del bosque. Si bien especies de murciélagos frugívoras pueden verse beneficiadas por la fragmentación al promover la regeneración de los bosques, grandes cambios en el uso del suelo pueden incrementar la vulnerabilidad de las especies de requerimientos especializados afectando la estructura de las poblaciones locales y su equilibrio (Klingbeil, 2007).

## 1.2. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

Ante la creciente problemática regional, la composición de las especies y su diversidad, ya sea en el número de especies, abundancia, dominancia, etc. es de especial interés bajo el marco de la fragmentación de hábitats, el cambio de uso del suelo y a las actividades principalmente extractivistas presentes en el departamento de Madre de Dios, esto debido a que su efecto no solo puede llevar a la extinción de especies sino al reemplazo de las mismas por otras más tolerantes a la fragmentación, desplazando a especies de menor abundancia o “raras” por competencia contra especies más tolerantes o invasoras, siendo así necesario analizar no solo el número de especies de un área sino su composición, del mismo modo resulta importante medir y monitorear estos efectos a través del tiempo con la finalidad de observar el comportamiento de la fauna nativa, la dinámica de las poblaciones y en base a esto tomar decisiones en favor de su conservación.

El estudiar a este grupo taxonómico en particular se justifica en base a su importancia, además de ser el segundo orden más abundante dentro de los mamíferos (Wilson y Reeder, 2005; Burgin et al., 2018), los murciélagos ocupan diferentes niveles tróficos, siendo no solo presas sino también consumidores primarios, secundarios y hasta terciarios, esto debido a los diferentes tipos de alimentos que pueden requerir entre las especies, como, insectos, néctar, polen, peces, sangre, vertebrados e incluso hojas (Fenton 1992; Kunz et al., 2011) llevándolos a participar de importantes procesos en la regeneración de los bosques como la dispersión de semillas, polinización y control de plagas de insectos, siendo esto tradicionalmente reconocido como servicios ecosistémicos (Jones 1976; Duccumon 2000; Kunz et al., 2011; Ghanem y Voigt 2012; Kasso y Balakrishnan, 2013).

Adicionalmente, el reconocimiento del Perú a nivel mundial como un país megadiverso por su número de especies y de ecosistemas, implica un enorme compromiso y responsabilidad con la conservación del ambiente en el tiempo por medio del desarrollo de planes de uso sostenible de los recursos naturales, los cuales deben ser fuente de investigación constante con la finalidad de tomar las mejores decisiones a favor de la conservación de las poblaciones y la lucha contra el cambio climático.

De esta manera se concibe este trabajo con la finalidad de aportar a la comunidad una fuente escrita que permita conocer la diversidad de murciélagos en el vivero forestal y fundo El bosque en el departamento de Madre de Dios, así como servir de base para futuros planes de manejo del área que permitan un equilibrio entre el uso sostenible de los recursos y la continuidad de las especies previniendo la degradación del ecosistema.

### **1.3. OBJETIVOS**

#### **1.3.1. Objetivo general:**

1. Determinar la diversidad alfa de murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque - Madre De Dios, Perú.

#### **1.3.2. Objetivos específicos:**

1. Listar la riqueza específica de murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque - Madre De Dios, Perú indicando su clasificación en gremios y estatus de conservación.
2. Estimar la abundancia relativa de las especies de murciélagos en el vivero forestal - fundo El Bosque - Madre De Dios, Perú.
3. Calcular la diversidad alfa a través de la función de Clench, los estimadores Chao 1, Chao 2, Jackknife 1° orden, Jackknife 2° orden e índice de Shannon-Wiener, Simpson y Pielou del vivero forestal y fundo El Bosque - Madre De Dios, Perú.

## **II. MARCO TEÓRICO**

### **2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN**

La diversidad de especies de mamíferos en el Perú es grande, llevándonos a ocupar el tercer lugar en el ranking mundial y esto gracias a la gran cantidad de microhábitats formados por la accidentada geografía del país; alcanzando tan solo con murciélagos y roedores casi las dos terceras partes del total (Pacheco, 2002). El ultimo listado incluye 508 especies de los cuales 65 son endémicas (Pacheco et al., 2009), sin embargo, aún son necesarias más revisiones de las poblaciones peruanas que revelen las relaciones entre las especies, su historia evolutiva o detallen la ecología de las especies y su distribución, con la finalidad de determinar posibles nuevos endemismos o incluso permitan describir nuevas especies para la ciencia.

En la actualidad, no existe un listado del mismo carácter taxonómico que revele el número exacto de la masto fauna del país; en un intento por incluir especies bajo amenaza no consideradas anteriormente, es que se realizó una actualización reportando 519 especies y 70 endemismos (Cossios, 2018), lo cual añade 11 especies más al listado sin embargo, expone la necesaria revisión de la bibliografía al no considerar una gran cantidad de nuevos registros y nuevas especies descritas para la ciencia a partir del 2009, siendo así que se sugiere elevar el número de mamíferos en el país a 548 (Medina, Medina et al., 2016); finalmente como resultado de la elaboración del sexto informe nacional sobre diversidad biológica (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2019) el número aumentó a 559 mamíferos manteniéndonos en segundo lugar en América del Sur, solo después de Brasil; y frente a las 6,495 especies de mamíferos reportadas a nivel mundial (Burgin et al., 2018).

Respecto a la diversidad de murciélagos en el país, si bien estos mamíferos pertenecientes al orden Chiroptera, son un grupo relativamente bien estudiado, son pocos los trabajos que organicen este conocimiento de forma que expresen la diversidad total y actualizada del país. Inicialmente se reportaron para el Perú 165 especies distribuidas en ocho familias (Pacheco et al., 2009), sin embargo, han surgido diversos cambios taxonómicos influenciados por revisiones, ya no solo morfológicas sino también moleculares a nivel de familia, género y especie (Solari y Martínez-Arias, 2014; Pari et al., 2015; Pavan y Marroig, 2016), esto sumado a la ampliación de la distribución de algunas especies gracias a inventarios en zonas a un poco estudiadas del país (Medina, Pino et al., 2016, Sánchez y Pacheco, 2016) y la descripción de nuevas especies, han sido causantes del incremento de este número a 181 especies y 65 géneros (Pacheco et al., 2018; Velazco et al., 2017).



Estas actualizaciones implicaron que algunas especies ya no fueran consideradas dentro del territorio en su rango de distribución modificando el listado inicial (Pacheco et al., 2009), a pesar de esto, una mayor revisión de determinados complejos de especies pudo dar luces recientemente de al menos tres nuevas especies (Velazco, 2013; Velazco y Patterson, 2013, 2014; Bradley et al., 2019; Velazco y Patterson, 2019) de las cuales solo una aún no ha sido formalmente descrita, así como la reincorporación de una especie y la ampliación de la distribución de otra en el país, alcanzando así un total de 186 especies para el Perú (Velazco, 2019); siendo así solo superados en número por Colombia y Brasil en el Neotrópico, pero con un elevado incremento de nuevas especies y registros, obteniéndose diez nuevas especies en los últimos diez años (Lim et al., 2010; Velazco et al., 2010; Medina et al., 2014; Velazco et al., 2014; Velazco y Patterson, 2014; Velazco et al., 2017; Pacheco et al., 2018; Bradley et al., 2019; Velazco y Patterson, 2019).

Es evidente, el gran aporte e importancia de la quiropteroфаuna en la diversidad global del país, expresado en porcentajes, solo el orden Chiroptera, abarca un 32, 91% de la fauna mastozoológica peruana y es la Selva baja, la ecorregión con el mayor número de mamíferos reportados, con 302 especies (Cossios, 2018), considerándose inclusive al parque nacional del Manu, en el departamento de Madre de Dios, como una de las zonas más diversas a nivel mundial.

Debido a su diversidad, Madre de Dios es uno de los departamentos con mayor concentración de estudios en lo que a inventarios de especies se refiere, uno de los primeros estudios realizados encontró 214 especies de mamíferos para el departamento (Ramírez y Ascorra, 1977) sin embargo, estudios que compilen registros de toda la diversidad a nivel regional son escasos, siendo realizados en cuanto a mamíferos, en su mayoría, dentro de áreas naturales protegidas, teniendo así registro en la R.N. de Tambopata de 108 especies de mamíferos (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2011), en el P.N. Bahuaja Sonene, se registraron 171 especies (Instituto Nacional de Recursos Naturales [INRENA], 2003); adicionalmente, dentro de la zona de amortiguamiento del P.N. de Alto Purús se reportaron 250 especies de mamíferos (SERNANP, 2012); y en la R.C. Amarakaeri se listaron 130 especies (INRENA, 2009).

Dentro del P.N. del Manu, se reportaron 221 especies de mamíferos, de las cuales ocho eran nuevas especies para la ciencia, alcanzando el 5% de todas las especies a nivel mundial (SERNANP, 2014), sin embargo el estudio de los mamíferos dentro del parque y sus alrededores comenzó desde la década de los 90 (Janson y Emmons, 1990; Ascorra et al., 1991; Pacheco et al., 1993; Emmons y Romo, 1994; Emmons et al., 1994a; Emmons et al., 1994b; Ascorra y Orihuela, 1995 citado en Zamora et al., 2010; Ascorra et al., 1996; Pacheco y Vivar, 1996; Voss y Emmons, 1996; Luna et al., 2002; Solari et al., 2006; Leite et al., 2009; Medina, Pino et al., 2016).

En base a lo anterior, en el Parque Nacional Manu, los murciélagos representan el 42% de las especies de mamíferos registrados (Pacheco et al., 1993), sin embargo los estudios que incluyeron inventarios de quirópteros se iniciaron antes, en la estación biológica de Cocha Cashu (Terborgh et al., 1984) y la estación biológica de Pakitza (Ascorra et al., 1991), que reportaron 44 especies; posteriormente, los números se mantuvieron fluctuantes con 42 especies (Woodman et al., 1991); 79 (Pacheco et al., 1993); con 36 (Ascorra y Orihuela, 1995); 55 (Ascorra et al., 1996); adicionalmente se listaron para la localidad de Cocha Cashu – Pakitza, 60 especies y en Cusco Amazónico, 44 (Voss y Emmons, 1996); esto frente a lo encontrado de 82 especies de quirópteros, marco un claro incremento en lo referente a diversidad regional a casi 45 % y casi doblando el número de especies conocidas para el P.N. Manu desde los primeros trabajos (Patterson et al., 1996).

Otros estudios en el departamento incluyen, el Rapid Assessment Program (RAP) elaborado para la región de Tambopata – Candamo (Emmons y Romo, 1994), considerando reportes previos (Wust, 1989) listaron para la parte alta de los ríos Tambopata y Távara 30 especies de murciélagos, mientras que al estudiar la riqueza de mamíferos presente en Explorer's Inn Research y tras incluir las listas previas de Barkley en su evaluación de 1979 y Romo en 1985, en cuanto a quirópteros reportaron un total de 38 especies (Emmons, Barkley et al., 1994), finalmente el estudio incluye la primera lista de mamíferos elaborada para el Santuario Nacional Pampas del Heath registrando 31 especies de murciélagos donde después reportarían 29 especies (Medina, Pino et al., 2016), sin embargo es necesario recalcar que algunas de las especies mencionadas no se encuentran registradas en inventarios anteriores convirtiéndose así en primeros registros para el Perú.

Además de estos listados se originó información que compara la ocurrencia de especies de mamíferos durante diferentes evaluaciones en la región de Madre de dios; siendo así que se compararon los RAPs de 1992 y 1996 en el Santuario Nacional Pampas del Heath con otras localidades como Cocha Cashu y Pakitza dentro de la Reserva de Biosfera del Manu y la Colpa de Guacamayos en la Reserva Nacional Tambopata listando así para el orden Chiroptera 53 especies distribuidas en 8 familias para el área de Cocha Cashu y Pakitza; 36 especies en Tambopata y finalmente 31 y 27 especies para los RAPs ya mencionados respectivamente (Emmons et al., 2002).

La mayor riqueza de especies registradas corresponde sin duda al Parque Nacional del Manu que actualmente cuenta con 222 especies de mamíferos (Solari et al., 2006), representando casi el 41% del total de mamíferos del país de los cuales el 42% son murciélagos, representando el 50% de las especies de murciélagos del Perú; sin embargo, el exhaustivo trabajo realizado en

esta área es incapaz de ser fácilmente comparado aún, ya que son necesarios más estudios con un esfuerzo de muestreo similar al empleado en esta zona, que nos permitan contrastar de manera certera si la riqueza de este lugar es realmente mayor a la de otros ecosistemas en el país.

Por otro lado, fuera de áreas protegidas o concesiones destinadas a la conservación son pocos los inventarios realizados, pues actividades como la minería o la tala informal no cuentan con un equipo capacitado ni el financiamiento que permita un conocimiento integral del área a impactar con la finalidad de crear planes de manejo sostenible; solo a través de proyectos de inversión privada y como parte de la realización de sus líneas base de estudios de impacto ambiental es que existen algunos estudios publicados como el del lote 111 para el cual reportaron 30 especies de murciélagos (Zamora et al., 2010) frente a los 15 reportados para el mismo lote y los 11 reportados en el lote 113 de manera previa (Equas, 2008); ambos estudios concuerdan en asociar a la perturbación y degradación de los hábitats los bajos resultados de sus estimadores, además de un bajo esfuerzo de muestreo.

Otros trabajos en la región incluyen el estado poblacional de algunos grupos taxonómicos de importancia para la población (Emmons, 1984; Tobler et al., 2013) con fines de generar planes de manejo para las especies que sirven de fuente proteica dentro de las comunidades (Bodmer et al., 1997; Pacheco y Amanzo, 2003; LLeellish et al., 2003; Naughton-Treves et al., 2003), así como evaluar la presencia de agentes patógenos presentes en la fauna y de importancia en salud pública (Rivera et al., 2013; Segovia et al., 2016).

## **2.2. BASES TEÓRICAS**

### **2.2.1 Generalidades**

En 1758, Linneo describió por primera vez a los murciélagos en su obra *Systema naturae* dentro del orden de los Primates, relacionándolos con una especie de lémur volador siendo hasta 1779 creado el orden Chiroptera por Blumenbach (Miller, 1907), el cual proviene de los vocablos griegos, *cheiro* que significa mano, y *ptera*, ala (Fenton y Simmons, 2014); ambos referidos a la profunda modificación en la morfología de las extremidades anteriores con la elongación de los metacarpales y falanges que adicionalmente al desarrollo de membranas llamadas patagios y la especialización de los sistemas respiratorio, circulatorio y muscular (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014), les proporciono la capacidad de vuelo, única entre todos los mamíferos.

Los murciélagos son el grupo de mamíferos más ampliamente distribuido y el segundo más abundante siendo solo superados por los roedores, siendo el número de especies calculado en 1411 en el mundo (Fenton y Simmons, 2014; Simmons y Cirranello, 2019), este número ha ido

incrementándose gracias al empleo de la biología molecular y el estudio de la morfología en las especies lo cual ayudo a su vez a revelar su historia evolutiva; datos moleculares revelaron la parafilia dentro de los llamados microquiroptera, sin embargo solo producto del análisis morfológico se pudo explicar esta situación a través de la evolución de la ecolocación laríngea en un ancestro común hace aproximadamente entre 52 y 54 millones de años (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014), siendo esta característica posteriormente perdida en algunos murciélagos existentes generando una nueva clasificación compuesta por los subórdenes Yinpterochiroptera, la cual comprende a los murciélagos de las superfamilias Pteropodoidea y Rhinolophoidea; y Yangochiroptera, con los murciélagos del grupo Noctilionoidea y Emballonuroidea (Springer et al., 2001; Teeling et al., 2005; Fenton y Simmons, 2014).

Al igual que los cetáceos, poseen la capacidad de analizar los ecos de sus propios sonidos y construir una imagen de su ambiente a partir de ellos, este proceso es llamado ecolocación, e involucra la emisión de sonidos de alta frecuencia, esto debido a que necesitan que la longitud de onda del sonido tenga un tamaño similar al objeto a ser detectado (usualmente insectos pequeños), adicionalmente a ello, los sonidos de alta frecuencia no viajan demasiado lejos en el aire, reduciendo su alcance conforme se incrementa la frecuencia, permitiendo acercarse a la presa sin ser oídos y evitando la interferencia por sonidos adyacentes (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014).

Los sonidos son emitidos en la ecolocación mediante pulsos, los cuales pueden estar compuestos por una frecuencia modulada (FM) o de banda ancha y/o una frecuencia constante (CF) o de banda corta; dado que estos pulsos viajan a la misma velocidad en el aire, es posible calcular la distancia hacia el objeto a través del tiempo que demora en regresar el eco, sin embargo la duración así como el ancho de banda del pulso cambian, delimitándose diferentes fases, la primera consiste en la fase de búsqueda, con pulsos de baja frecuencia, en la fase de aproximación los pulsos tienden a ser más cortos para evitar el solapamiento debido a la rapidez en el retorno del eco hasta que finalmente estos alcanzan altas frecuencias y su duración se reduce a fracciones de milisegundos (Althigrahm, 2011; Denzinger y Schnitzler, 2013; Fenton y Simmons, 2014).

Respecto a su capacidad de vuelo, este puede consumir el doble de energía por segundo que un desplazamiento normal sin embargo, este les otorga desplazamientos mucho más rápidos, pudiendo reducir el costo de transporte hasta cinco veces menos en comparación con vertebrados de similar tamaño, pero terrestres (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014); adicionalmente el vuelo, les permite alimentarse en áreas amplias y aprovechar recursos efímeros, estacionales o que no están disponibles cerca a sus refugios atravesando grandes barreras como desiertos, mares y montañas alcanzando una mayor diversificación, sin embargo estos al igual que otros grupos

taxonómicos, disminuyen su número de especies conforme se alejan de la línea ecuatorial (Findley, 1993) siendo la región tropical (Centroamérica y Sudamérica, África y sudeste de Asia) la más diversa con casi el 80% de todas las especies, mientras que en Norteamérica y Eurasia, la diversidad disminuye desapareciendo conforme se acercan al círculo polar (Fenton y Simmons, 2014) y en inhóspitos desiertos pero si llegando a colonizar, como en el caso de la especie *Lasiurus cinereus*, islas como las Galápagos (Althigrahm, 2011).

Estudios basados en más de 500 observaciones de campo acerca de la ocupación de refugios diurnos en murciélagos amazónicos sugieren que existen grupos de especies con predilección a ciertos tipos de refugios como: el follaje, expuestos en troncos de árboles de gran altura, en cavidades de árboles, dentro o debajo de árboles caídos, debajo de columnas de tierra excavada, nidos de insectos arbóreos, madrigueras de animales y cuevas; siendo la disponibilidad de cada uno de ellos en el ecosistema de gran influencia en la presencia o ausencia de determinadas especies en lugar de solo considerar la disponibilidad del alimento (Althigrahm, 2011; Voss et al., 2016). Muchos géneros sudamericanos como *Artibeus* y *Uroderma* muerden las hojas de palmeras con la finalidad de transformarlas en tiendas que le sirven de refugio, mientras que las especies del género *Thyroptera* viven dentro de hojas de plantas como *Heliconia* gracias a adaptaciones en sus muñecas y tobillos consistentes en almohadillas carnosas; se conoce que la presión de depredación ha influido en el comportamiento de descanso (Morrison, 1980).

El rango de tamaño en los murciélagos es variable, *Craseonycteris thonglongyai* de solo 2 gr es la especie más pequeña, mientras que los murciélagos del género *Pteropus* pueden llegar a pesar hasta 1kg (Althigrahm, 2011).

Los murciélagos tienen alas de diferentes formas y tamaños, estas diferencias son un reflejo de la estrategia de forrajeo que emplean, donde, como y de que se alimentan; encontrándose variación en el área en función al tamaño y peso del murciélago (carga alar) y en su relación de aspecto, el cual implica alas cortas y anchas o largas y angostas (Althigrahm, 2011); por ejemplo las alas de los murciélagos de la familia Molossidae son alargadas y angostas (elevada relación de aspecto) lo cual es definido por la mayor longitud del quiropatagio frente al plagiopatagio, esta adaptación les permite un vuelo rápido en áreas donde no es necesaria una gran maniobrabilidad, lo cual está fuertemente relacionado con su dieta insectívora, siendo sus lugares de forrajeo situados en el dosel, por encima de la vegetación y cualquier otro obstáculo (Vaughan, 1979).

Los murciélagos que forrajean cerca a la vegetación suelen tener vuelos lentos y delicados, adicionalmente el vuelo puede representar solo una parte de la actividad, como se observa en algunos miembros de la familia Phyllostomidae, que trasladan su alimento hacia lugares de



descanso donde finalmente, estos son consumidos; las alas de estos murciélagos se caracterizan por tener un contorno elíptico, ser anchas y curvadas, adicionalmente las especies pueden presentar uropatagios amplios que les ayudan en la maniobrabilidad, o como en otras especies frugívoras, tiende a ser pequeño lo cual se asocia a la necesidad de arrastrarse entre la vegetación (Althigrahm, 2011).

La velocidad de desplazamiento en murciélagos está relacionada al tamaño del antebrazo y el aspecto del ala, sin embargo factores como el tipo de dieta y el peso también deben ser analizados con la finalidad de comprender el aspecto funcional relacionado a su morfología; es así que en el insectívoro *Saccopteryx bilineata* con un peso promedio de 8 gr, se estima una velocidad de 6 m/seg, por su parte especies como *Artibeus jamaicensis*, de dieta frugívora y peso de 54,6 gr presentó un rango de 5 a 8 m/seg, mientras que *Phyllostomus hastatus* de dieta omnívora y peso de 113,9 gr obtuvo una velocidad de 8 m/seg, pudiendo alcanzar hasta los 12m/seg (Morrison, 1980), la velocidad con la que se cazan insectos en vuelo normalmente bordea los 2,7 a 9,4 m/seg como en *Tadarida brasiliensis*, superando los 13,8 m/seg en especies migratorias como *Lasionycteris noctivagans* (Fenton y Simmons, 2014).

Respecto a su desplazamiento, estudios de radio-telemetría encontraron que especies frugívoras como *Carollia perspicillata*, *Artibeus lituratus* y *Vampyroides caraccioli* presentaron un patrón de movimiento que varía de 1 a 3,5 km por noche, en función de la distancia entre sus refugios y el lugar de alimentación (Heithaus y Fleming, 1978; Morrison, 1980) pudiendo alcanzar los 50 km por noche en la familia Molossidae (Althigrahm, 2011) y de 500 km a más en especies migratorias que cambian de refugio entre estaciones (Griffin, 1979)

### **2.2.2. Hábitos alimenticios en murciélagos**

Los murciélagos se alimentan de una gran variedad de recursos, mayor a la de cualquier otro grupo de mamíferos; la mayoría comen insectos y otros artrópodos sin embargo poblaciones del murciélago pescador *Noctilio leporinus* llegan a consumir pequeños crustáceos y peces; adicionalmente otras especies pueden alimentarse de anfibios, reptiles, aves, frutas, néctar, polen, hojas, semillas, sangre e incluso otros mamíferos como murciélagos, siendo muchos especialistas en su dieta, mientras otros omnívoros; usando no solo la ecolocación para encontrar su alimento, sino también el sonido de las presas, olores, visión e incluso sensores de calor; adicionalmente a ello adaptaciones como el número y tamaño de los dientes, el tamaño de la mandíbula y la presencia o tamaño de la cresta sagital son algunas características morfológicas que permiten estas adaptaciones (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014).

La estrategia empleada para capturar a la presa, el tipo de presa, las condiciones ambientales presentes y a su vez la presión generada por la depredación tienen implicancias en el desarrollo del comportamiento de alimentación (Morrison, 1980; Kunz y Parsons, 2009) provocando que el patrón de actividad de los murciélagos varíe no solo a lo largo de la noche, sino también a través de la temporada y del año (Kuenzi y Morrison, 2003), se ha observado que murciélagos frugívoros pueden suspender o reducir los pases de alimentación hacia los árboles durante los períodos de luz por luna, sin embargo los vuelos de búsqueda y desplazamiento fueron mantenidos (Althigrahm, 2011; Morrison, 1980), mientras que se piensa que a medida que el tiempo de búsqueda aumente por la baja densidad de las presas podría haber originado una estrategia de alimentación generalista.

La insectivoría se ha desarrollado en muchas especies de murciélagos, pero este término se emplea frecuentemente como una combinación de clases dentro del phylum arthropoda, las cuales pueden incluir arácnidos, crustáceos, etc. en la dieta aunque, los insectos son consumidos de forma mayoritaria (Althigrahm, 2011); la mayoría de murciélagos de este grupo son pequeños, lo que les permite una alta maniobrabilidad para atrapar a sus presas en el aire, adicionalmente, suelen sincronizar su forrajeo con las horas de mayor actividad de sus presas, las cuales presentan una mayor abundancia antes del anochecer decayendo la actividad a lo largo de la noche, por lo que como la densidad y el tipo de presa buscada cambian a lo largo del tiempo, el estilo de forrajeo varía principalmente entre la caza durante el vuelo activo y mientras se encuentran en reposo (Fenton y Simmons, 2014).

Los murciélagos carnívoros, generalmente se alimentan de pequeños vertebrados y se sabe que este tipo de dieta evolucionó de la insectivoría y que la mayoría de murciélagos carnívoros aun consumen un gran número de artrópodos, una consecuencia de esta dieta es su gran tamaño llegando a pesar por lo general más de 20 gramos; particularmente la piscivoría es una forma especializada de la carnivoría que probablemente evolucionó de los insectívoros de arrastre; estas especies tienen largas piernas y garras largas y afiladas para una efectiva pesca, sus alas son alargadas para un vuelo en espacio abierto sobre la superficie de agua, además poseen un calcar largo que les permite plegar el uropatagio del agua mientras el murciélago atrapa su presa (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014).

La sanguivoría solo ha sido desarrollada en 3 especies de América tropical y sub tropical, de las cuales *Desmodus rotundus* es la más ampliamente distribuida pudiendo alcanzar el sur de los Estados Unidos, esto debido al aumento de la población humana y a la introducción de animales domésticos, los cuales le sirven como fuente de alimento. Estos murciélagos ubican a sus presas por la combinación de escucha pasiva, olor, ecolocación y posiblemente por su temperatura, dado que poseen células sensitivas al calor en la nariz que les ayudan a localizar las áreas en la piel de

alta capilaridad que cortan con sus incisivos superiores, la herida se mantiene abierta gracias a un anticoagulante presente en su saliva, y un anestésico que le permite lamer 25 ml de sangre en aproximadamente 30 minutos, lo cual representa alrededor de las tres cuartas partes de su peso; ante esto sus riñones son capaces de orinar el exceso de plasma de la sangre mientras la consumen, así como, conservar el agua con la finalidad de lidiar con los desechos nitrogenados (Althigrahm, 2011; Fenton y Simmons, 2014).

En cuanto al consumo de frutos y néctar, los murciélagos emplean dos estrategias basadas en la diversidad y ecología de las plantas consumidas (Fleming, 1986), los murciélagos grandes de la familia Pteropodidae, de amplio rango y generalistas versus los murciélagos de la familia Phyllostomidae, pequeños y de menor ámbito de hogar con dietas especializadas (Fleming et al., 1972); estos últimos, poseen alas adaptadas para un vuelo lento y una alta maniobrabilidad debido a la poca presencia de parches dentro de la vegetación en la que forrajea, adicionalmente la elevada diversidad presente en el hábitat les permitió especializar sus mandíbulas a la dieta frugívora o nectarívora, mientras que la abundancia de los recursos genera espacios de forrajeo pequeños, que normalmente no sobrepasan los 10 km o menos (Althigrahm, 2011).

Una combinación del comportamiento reproductivo de la planta y las características de alimentación de los murciélagos promueve el cruzamiento a larga distancia y la dispersión de semillas; con la finalidad de evitar la competencia entre ellas por los servicios de polinización ofrecidos por los murciélagos, las plantas distancian los periodos de floración (Heithaus et al., 1975); dentro de las adaptaciones de los murciélagos el pelo en la cabeza y los hombros de algunos murciélagos nectarívoros suele ser escamoso lo que les permite recoger el polen de las plantas, el cual es ingerido durante el acicalamiento en el refugio (Fenton y Simmons, 2014) gracias a la adaptación de la lengua la cual, también le permite extraer el néctar; ambos productos aportan carbohidratos en la dieta, pero el néctar suele ser rico en lípidos mientras que el polen en proteínas (Althigrahm, 2011).

La especialización en la dieta implica un equilibrio entre la calidad de la fruta y su disponibilidad. Murciélagos que comen fruta de alta calidad (*Piper* y *Solanum*) tienden a tener dietas más variadas que las que comen frutas de baja calidad, pero de una alta abundancia (Fleming, 1986); adicionalmente, existe una relación entre el tamaño del murciélago y el tamaño promedio de las frutas que consumen y su abundancia; las especies pequeñas de murciélagos se alimentan de recursos de gran abundancia, mientras que las especies grandes, generalistas, utilizan recursos que son irregulares en el tiempo y el espacio (Fleming et al., 1972; Heithaus et al., 1975).

Adicionalmente, productos vegetales como frutos, flores, polen y néctar no conforman una dieta exclusiva de algunas especies murciélagos, debido a que pueden llegar a consumir también los insectos que los rodean, con la finalidad de suplementar su dieta y cubrir sus requerimientos proteicos (Kunz y Parsons, 2009); el consumo de hojas o semillas por murciélagos también ha sido reportado y se cree que proporcionan ciertos nutrientes esenciales necesarios en su dieta, sin embargo, las hojas no suelen ser una fuente primaria de energía esto debido a la morfología y tamaño de sus dientes los cuales en muchos murciélagos nectarívoros son a menudo reducidos, así como del sistema digestivo especializado que es requerido y las implicancias de esto en el correcto desempeño del vuelo (Althigrahm, 2011).

La importancia de la distribución de los alimentos influye en la dinámica de las poblaciones (Kunz y Parsons, 2009), si los recursos están distribuidos de forma amplia, densa y no presentan una variación estacional, entonces los murciélagos solo necesitan recorrer distancias cortas entre el lugar de forrajeo y el refugio, reduciendo el riesgo de predación así como permitiendo una especialización en un pequeño número de recursos; mientras que, en el caso contrario, una fuente irregular de alimento, que pasa por cambios en su distribución y abundancia de forma estacional, provocara la necesidad de volar a través de grandes distancias en una búsqueda constante de nuevos sitios de alimentación originando un tipo de alimentación generalista (Fleming et al., 1972; Althigrahm, 2011).

Por otro lado, la defensa de un área de alimentación por el grupo o de parches por individuos dependerá de la calidad del alimento y cuan defendible pueda ser el área, pudiendo resultar efectivo el forrajeo en grupo, al poder buscar en áreas más amplias y en cuanto un individuo encuentre el recurso, los demás son atraídos a la zona mientras que, cuando un individuo forrajea de forma solitaria este proceso se vuelve más eficiente sin embargo, la defensa de este recurso puede resultar energéticamente desfavorable (Althigrahm, 2011).

### **2.2.3 Importancia económica de los murciélagos en los ecosistemas**

Existen algunos estudios que evalúan económicamente los servicios ecosistémicos que ofrecen los murciélagos en función al bienestar obtenido de estas interacciones por el hombre, los cuales son medidos a fin de poder comparar políticas de manejo alternativas en función a la cantidad de dinero ganado o perdido a las que conllevaron, sin embargo al ser mayoritariamente servicios que no implican una ganancia económica directa, no suelen ser apreciados siendo necesario así realizar una valuación económica de forma indirecta.

Respecto a su importancia como controladores de plagas, se encontraron mayoritariamente estudios en poblaciones insectívoras cuyas presas representan plagas agrícolas en estados larvales,

para lo que se reportó un valor de \$0,02 en la prevención de daño por murciélago en una noche en base al precio por capsula de algodón del mercado y sugiriendo el ahorro de al menos una aplicación de pesticida (Cleveland et al., 2006) incluso en cultivos transgénicos (Federico et al., 2008).

La producción de tequila es una fuente importante de ingresos para México, creando 70 000 puestos de trabajo y 1,2 billones de dólares en exportaciones, esto no sería posible sin tres especies de murciélagos nectarívoros los cuales cobran vital importancia en la polinización del Agave, así como de muchas otras plantas del desierto del occidente Mexicano (Trejo – Salazar et al., 2016).

En general, gracias a la generación de productos manufacturados o colaboración en su mantenimiento, es posible estimar un valor económico tangible a los servicios ecosistémicos que nos prestan, a pesar de que estos no se vean limitados solo a esos productos, sin embargo, como es en el caso de la dispersión de semillas, esto resulta más complejo pues si bien la sucesión de plantas en bosques en regeneración es importante, aparentemente no tiene un valor económico si no se dispersan plantas de importancia económica.

Al comparar la dispersión de murciélagos del viejo y nuevo mundo, se encontró que aproximadamente el sesenta y cinco por ciento de 289 plantas dispersadas por pteropodidos crean 448 productos comerciales de uso humano directo (Muscarella y Fleming, 2007), esto se debe principalmente al tipo de semilla que dispersan, propias de árboles de bosques maduros y de los últimos estados de sucesión, sin embargo, en América, es propuesto lo contrario, al preferir semillas de menor tamaño, pioneras en las sucesiones, estas no tienen un impacto en industrias como la maderera; esto cambia al descubrir en Costa Rica el consumo y dispersión de tres semillas de árboles de bosques maduros (*Calophyllum*, *Otoba* y *Quararibea*) dilucidando la probabilidad de que puedan ser más especies (Melo et al., 2009).

En el Perú el “Shihuahuaco” (*Dipteryx* spp.) es de importancia forestal en la amazonia y recientemente categorizada como vulnerable por la legislación nacional (D.S. 043-2006-AG) debido a la sobre explotación de este recurso por su creciente demanda en el mercado chino, pero de gran importancia ecológica al ser refugio de diversas especies amenazadas, tener lento crecimiento y gran potencial como captador de carbono, esta especie es a su vez dispersada por murciélagos (Romo et al., 2004, Putzel et al., 2011, Diaz-Martin et al., 2014) inclusive en áreas con presión de caza o fragmentación de hábitats para las que otros vertebrados son adversas, trasladando las semillas incluso cerca de los bordes de áreas abiertas, sin embargo no existen estudios aún que relacionen esto con los precios actuales de mercado de esta madera ni los beneficios obtenidos por captación de carbono a cargo de programas de reducción de las



emisiones derivadas de la deforestación y degradación de los bosques en los países en desarrollo a través de la gestión sostenible y el incremento de las reservas forestales de carbono (REDD+) al sur del Perú (Mamani et al., 2014; Selaya et al., 2017).

Una ganancia económica directa también es posible a través de la venta de consumibles agrícolas como el guano que ya es aprovechado en países como México, Cuba, Indonesia, Tailandia y Jamaica, al ser un fertilizante orgánico de bajo costo productivo, elevado precio de mercado y gran rendimiento por su alto contenido de nutrientes (Shetty et al., 2013) sin embargo el aprovechamiento de este recurso es cuestionado por el riesgo a la salud que puede implicar su manejo directo y la posible transmisión de zoonosis (Wacharapluesadee et al., 2013).

Adicionalmente, la mortandad del ganado y de seres humanos debido a la transmisión de rabia (De Serres et al., 2008) y la observación de los hábitos alimenticios hematófagos de estos por la población, marcan severos prejuicios que suelen dificultar cualquier intento de conservación de este grupo, disminuyendo incluso su grado de preferencia frente a otros grupos en actividades relacionadas a avistamientos de biodiversidad (Kunz et al., 2011).

#### **2.2.4 Respuestas de los murciélagos a la degradación de los ecosistemas**

Los murciélagos son susceptibles a la perturbación del hábitat y algunos autores consideran que pueden ser utilizados como bioindicadores, sin embargo, aún no se ha llegado a un consenso definitivo puesto que algunos resultados muestran que la diversidad de murciélagos disminuye a medida que incrementa la perturbación, mientras que otros indican que no hay efecto o incluso que la perturbación puede tener un efecto positivo en su diversidad (García-Morales et al., 2013).

La especialización de la dieta y/o la selección de refugios o hábitats específicos para desarrollarse son un medio para evaluar si existe un ambiente surtido de microhábitats (Medellín et al., 2000) con lo cual la fauna pueda encontrar variabilidad de refugios y recursos alimenticios que mantengan las poblaciones en el tiempo, ante esto, determinados grupos de murciélagos son frecuentemente propuestos como indicadores biológicos de la salud de los ecosistemas (Fenton et al., 1992; Wilson et al., 1996; Castro – Luna et al., 2007b; Jones et al., 2009; Jiménez – Ortega, 2013; Martins et al., 2017), dado que es posible relacionar a las especies y su abundancia con ciertas características del hábitat que al no registrarse en un inventario indicarían la falta de estas condiciones, reflejando así el grado de perturbación ambiental.

Esto cobra especial importancia en la toma de decisiones de sitios prioritarios para la conservación puesto que la combinación de estudios de estructura y composición de la vegetación y el muestreo fácil y económico de un taxón abundante y diverso pueden dar indicios del estado

de la zona; sin embargo se ha demostrado ampliamente que especies de murciélagos que forrajeen en hábitats perturbados no necesariamente tienen sus refugios en estos, a su vez la composición de las especies no siempre es tan predecible, sino que varía en función al tipo de perturbación presentando así relaciones ecológicas complejas (García – Morales et al., 2013; Ripperger et al., 2015).

Adicionalmente a ello, no está claro si las relaciones entre la biodiversidad y las características del hábitat derivadas en la escala focal de un parche de vegetación pueden ser extrapoladas de manera efectiva a una escala de paisaje (Wiens et al., 1993); siendo esto corroborado al encontrar que los atributos de las especies y las comunidades demuestran asociaciones no lineales con determinados aspectos de la fragmentación del hábitat (Klingbeil, 2007); esto puede estar asociado al hecho de que las respuestas de las especies varían en función a la escala que sea evaluada, siendo necesario estudios que integren múltiples escalas de respuesta que permitan revelar como la abundancia, la riqueza y otros aspectos de la biodiversidad responden ante la variación en las características del hábitat (Wiens et al., 1987).

Medidas únicas de la composición del paisaje no han logrado caracterizar completamente la varianza en la abundancia de los individuos (Rotenberry y Wiens, 1980), tampoco lo han logrado características comparativas ya sea subjetivamente (bosques fragmentados o continuos) o cuantitativamente (Fenton et al., 1992; Schulze et al., 2000), sugiriéndose la inclusión de atributos adicionales que puedan configurar el paisaje, como la forma y aislamiento del parche o la densidad del borde de bosque (Klingbeil, 2007) así como la conectividad y el tamaño y calidad de los recursos que puedan ofrecer estos (Vergara et al., 2014)

En este contexto, la ecología del paisaje surge como una materia integrativa ya que enfoca su estudio a la influencia de la heterogeneidad espacial sobre los patrones y procesos ecológicos a escalas espaciales y temporales mayores a las tradicionalmente estudiadas en ecología (Presley et al., 2019).

### 2.3. GLOSARIO DE TÉRMINOS BÁSICOS (Collin, 2004)

**Albinismo** *sust.* Ausencia de pigmentación determinada genéticamente, o inducida ambientalmente, en animales que normalmente son pigmentados, produciendo carencia de pigmentación en pelo, piel y ojos. En el hombre el albinismo es generalmente un carácter autosómico recesivo en el que hay una deficiencia de la enzima tirosinasa.

**Bosque maduro:** bosque nativo, que puede ser un bosque virgen o uno secundario viejo desarrollado por una sucesión secundaria y que ha estado presente de forma continua en una zona durante cientos de años. Puede haber sido manipulado, aunque nunca ha sufrido una tala masiva, y puede ser reconocido por su flora característica. *Comp.* bosque centenario, bosque secundario.

**Bosque secundario:** bosque que se ha desarrollado como resultado de una sucesión secundaria después de que se ha eliminado por completo un bosque preexistente, o bosque que ha sido plantado.

**Dimorfismo sexual:** diferencias marcadas en la forma, tamaño, color, etc. entre el macho y la hembra de una especie.

**Diversidad de especies:** número y abundancia de las especies diferentes de una zona determinada, es una medida de la diversidad biológica. Un medio diverso es aquel que tiene numerosas especies diferentes con relativamente pocos individuos por especie.

**Diversidad alfa:** diversidad ecológica en un hábitat debida a la coexistencia de numerosos nichos ecológicos ligeramente diferentes, cada uno ocupado por una especie distinta. Este tipo de diversidad proviene de la competencia entre especies, tendiéndose a reducir la variación dentro de las especies, mientras tanto, cada una de ellas llega a adaptarse con mayor precisión a su nicho.

**Dominancia:** *sust. (ecol.)* el alcance del predominio de una especie determinada en una comunidad y su influencia en otras especies.

**Ecosistema:** *sust.* comunidad de especies diferentes interdependientes entre sí junto con su entorno físico, que es relativamente independiente en términos de flujo, y que es distinta de las comunidades vecinas.

**Efecto de borde:** tendencia a tener una mayor variedad y densidad de organismos en la zona límite entre comunidades.

**Endémico:** *adj.* restringido a una determinada región o parte de una región. *Sust.* **endemismo.**

**Especiación:** *sust.* la evolución de nuevas especies.

**Especialista especialista:** especie que sólo puede sobrevivir y desarrollarse bien dentro de un intervalo estrecho de condiciones de hábitat y climáticas, o que sólo puede utilizar una gama muy limitada de alimento, teniendo por lo tanto muy poca capacidad de adaptación frente a condiciones ambientales cambiantes.

**Especie (sp):** *sust.* en los organismos con reproducción sexual, grupo de individuos que son capaces de reproducirse entre sí, pero que normalmente son incapaces de hacerlo con los miembros de otros grupos.

**Especie generalista, generalista:** organismo o especie con un nicho ecológico muy amplio que puede tolerar un gran abanico de condiciones ambientales y tiene una alimentación muy variada. *Comp.* especie especialista.

**Especie indicadora:** (1) especie característica de un clima, suelo y de otras condiciones de una región o hábitat particular; (2) especie dominante de un biotipo; (3) especie cuya desaparición o alteración supone un aviso precoz de la degradación de un ecosistema.

**Especies pioneras:** las primeras especies, generalmente musgos, líquenes y microorganismos, que colonizan una zona desnuda, constituyendo la primera fase de una sucesión primaria.

**Gremio:** Un grupo de especies con modo de forrajeo, hábitat y dieta similares.

**Nicho ecológico:** el papel de un organismo en una comunidad en términos del hábitat que ocupa, de sus interacciones con otros organismos y de sus efectos sobre el ambiente.

**Patagio:** *sust.* (1) expansión membranosa entre las extremidades delanteras y traseras de los murciélagos; (2) extensión de la piel entre las extremidades anteriores y posteriores de los lémures y ardillas voladoras.

## **2.4. HIPÓTESIS**

### **2.4.1. Hipótesis general:**

La diversidad alfa de la comunidad de murciélagos presente en el vivero forestal y fundo El bosque en el departamento de Madre de Dios mostrará bajos valores en los índices de riqueza y un elevado valor en el índice de dominancia.

### **2.4.2. Hipótesis específicas:**

La riqueza específica de murciélagos presente en el vivero forestal y fundo El bosque en el departamento de Madre de Dios, se compondrá mayoritariamente por especies de la familia Phyllostomidae.

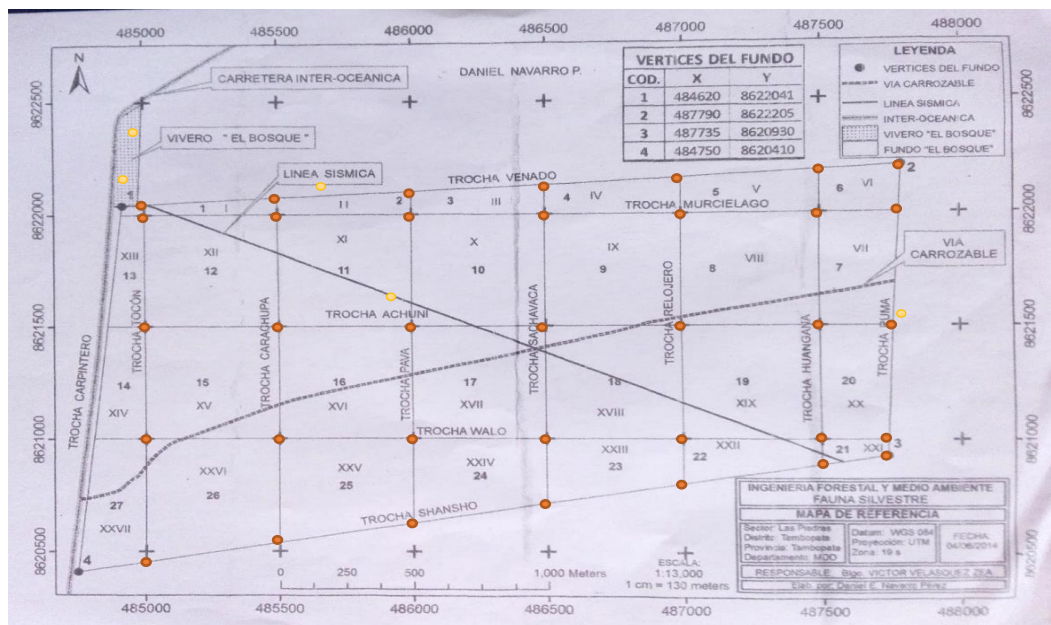
La abundancia relativa de los murciélagos del vivero forestal y fundo El bosque en el departamento de Madre de Dios, serán bajas presentando dominancia de algunas poblaciones de especies frugívoras.

### III. MARCO METODOLÓGICO

#### 3.1. ENFOQUE Y DISEÑO

Este estudio se realizó bajo el nivel descriptivo de tipo básico, puesto que tuvo por finalidad el detallar la composición de la comunidad de murciélagos presentes en el área de estudio, para lo cual se optó por un diseño de muestreo cuantitativo no experimental de tipo sistemático dentro del fundo (Rabinovich, 1978), el cual consistió en ubicar los puntos de muestreo siguiendo un patrón regular a lo largo de la zona de estudio, para lo cual se estableció una distancia aproximada de 500 metros entre puntos, formando una grilla rectangular aprovechando la distribución previa de las trochas y la formación de subparcelas dentro del fundo (Fig. 3.1).

La Tabla 3.1. numera cada punto de muestreo asignándole un número, el nombre de las trochas cercanas a manera de referencia y las coordenadas geográficas bajo el sistema de coordenadas universal transversal de Mercator (UTM) en la zona 19S y con datum WGS 84; estos puntos de muestreo son ordenados en función a la fecha de evaluación y son mostrados con color rojo en la figura 3.1.; adicionalmente se muestrearon otros puntos de interés como una colpa, el vivero, línea sísmica y un bloque nuevo en el borde colindante, siendo mostradas sus ubicaciones en color amarillo; el orden de visita a los puntos de muestreo fue determinado aleatoriamente para no influir en la distribución de las poblaciones (Marques et al., 2016) y ocurrido durante época seca desde el 29 de junio al 03 de octubre del año 2017, generando en total 40 puntos de muestreo distribuidos dentro en toda el área correspondiente al vivero y fundo “El bosque”.



**Fig. 3.1** Área de estudio señalando en colores los puntos de muestreo.  
**Modificado de:** Mapa de referencia (UNAMAD, 2014).

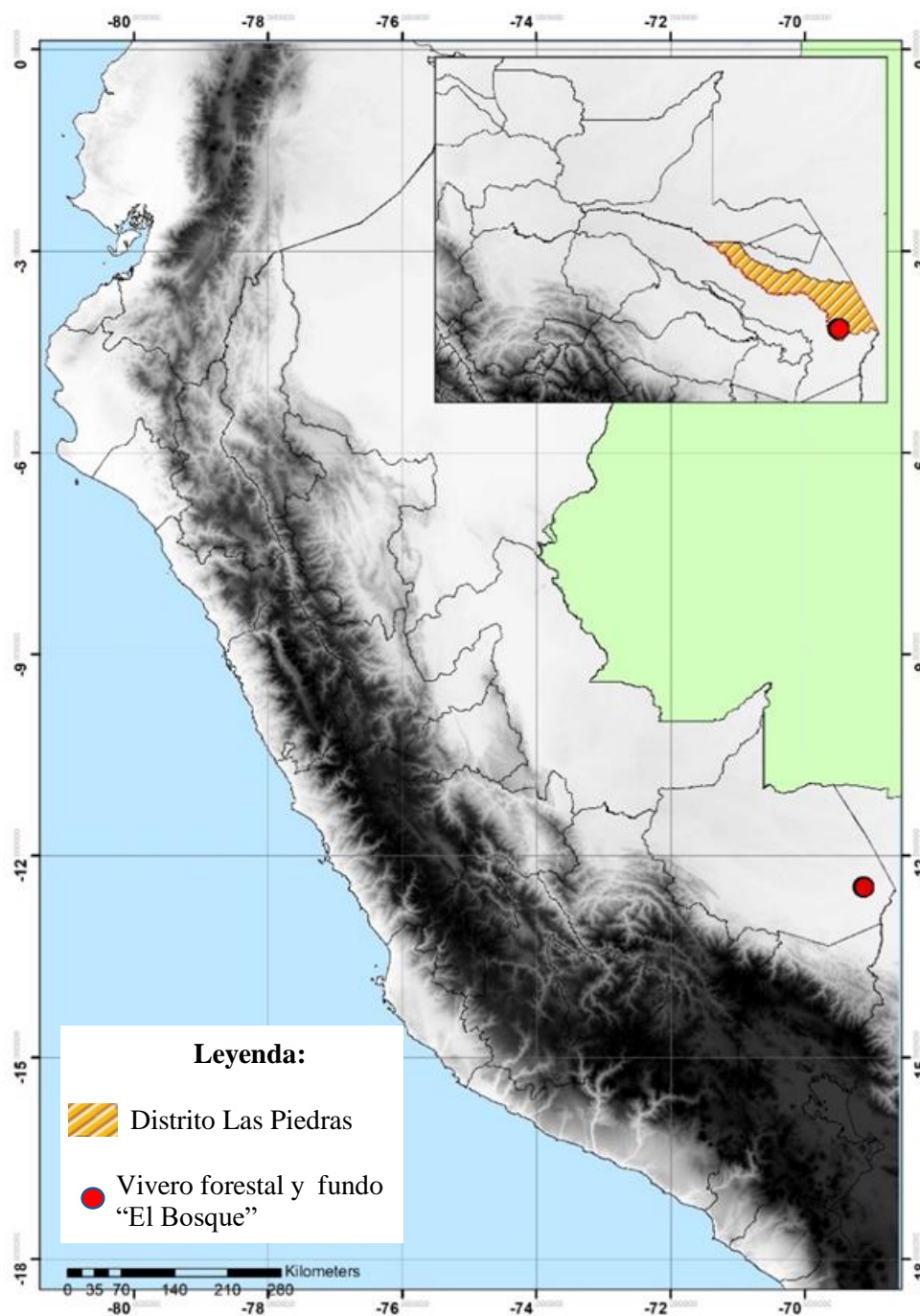
**Tabla 3.1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.**

Punto de muestreo	Nombre de trocha	Coordenadas		Elevación (m)
		Este (X)	Norte (Y)	
1	tocón - venado	485140	8622056	231
2	carachupa - venado	485433	8622074	229
3	pava - venado	486005	8622028	252
4	relojero - venado	487002	8622114	243
5	huangana - venado	487501	8622182	246
6	puma - venado	487802	8622170	255
7	sachavaca - venado	486636	8622152	239
8	puma - achuni	487751	8621296	261
9	puma - murciélago	487783	8621991	257
10	huangana - murciélago	487520	8621807	258
11	sachavaca - murciélago	486488	8621610	254
12	sísmica	486138	8621556	258
13	tocón - murciélago	485007	8621608	250
14	pava - murciélago	486001	8621637	258
15	carachupa - murciélago	485621	8621635	258
16	relojero - murciélago	486973	8621863	247
17	vivero	484966	8622311	230
18	vivero	484951	8622441	231
19	bloque nuevo	485467	8622276	236
20	tocón - achuni	485017	8621452	255
21	sachavaca - achuni	486499	8621408	259
22	relojero - achuni	487018	8621412	228
23	huangana - achuni	487532	8621429	237
24	sachavaca - walo	486501	8621031	268
25	pava - achuni	486005	8621485	267
26	carachupa - achuni	485641	8621492	246
27	pava - walo	485998	8620981	258
28	relojero - walo	487003	8621095	259
29	tocón - shansho	485029	8620464	239
30	carachupa - shansho	485501	8620550	248
31	relojero - shansho	487136	8620822	250
32	pava - shansho	485962	8620619	233
33	puma - shansho	487740	8620962	243
34	puma - walo	487749	8621199	257
35	tocón - walo	485019	8620675	222
36	huangana - walo	487544	8621169	234
37	huangana - shansho	487533	8620898	264
38	carachupa - walo	485483	8620996	230
39	sachavaca - shansho	486562	8620724	265
40	colpa	487766	8621354	240

## 3.2. SUJETOS DE LA INVESTIGACIÓN

### 3.2.1. Área de estudio

El Vivero Forestal y Fundo “El Bosque” (484623 E y 8622044 N) se encuentra en la región sur oriental del territorio peruano, dentro del departamento de Madre de Dios, la cual presenta una localización estratégica, al tener el departamento frontera con países como Brasil y Bolivia. Políticamente se ubica dentro de la provincia de Tambopata, distrito de Las Piedras, en el sector conocido como Loboyoc (Fig. 3.2).



**Fig. 3.2** Ubicación geográfica del vivero forestal y fundo “El Bosque”.



Esta área es administrada por la facultad de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD), la cual fue dada en cesión en uso por el Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA) en el año 2003, contando con un área de 428,24 Has y un perímetro de 8 833 m, una elevación mínima de 200 msnm y máxima de 270 msnm (Hanco, 2012; Bejar y Huamani, 2013). La ubicación geográfica de los vértices del fundo es mostrada en la Tabla 3.2 bajo el sistema de coordenadas UTM referidas a la zona 19S y datum WGS 84.

**Tabla. 3.2 Ubicación geográfica de los vértices del vivero forestal y fundo “El Bosque”.**

VÉRTICES	ESTE	NORTE
1	484906	8622044
2	487859	8622147
3	487780	8620869
4	484717	8620419

El acceso al vivero y fundo está ubicado en el kilómetro 16,5 margen derecho de la carretera Interoceánica Puerto Maldonado – Iñapari (Fig. 3.3). Además, se encuentra próximo a la concesión de conservación Antonio Fernandini, y por su cercanía a la ciudad de Puerto Maldonado, busca además de ser un lugar de formación académica, potenciar su uso a través del ecoturismo (Bejar y Huamani, 2013), habiendo sido anteriormente sometido a una extracción selectiva de árboles de alto valor comercial; este fundo a su vez está conectado con el vivero forestal y la zona de plantaciones de cítricos por un sistema de trochas establecidas cada 500 metros.

Presenta un clima per húmedo y cálido, moderadamente lluvioso; la temperatura anual promedio es de 24 °C con un rango de 10 a 38 °C (Tobler et al., 2013). El clima en la región presenta una estación seca de junio a octubre y la estación lluviosa de noviembre hasta mayo (Hice y Velazco, 2012) con una media anual de precipitación entre los 2 500 y 3 500 mm. Usualmente entre los meses de mayo y septiembre se presenta un fenómeno denominado “surazos o friaje”, que son masas de aire de temperaturas bajas procedentes de la Antártida y que pasan por todo el sur de Sudamérica (Instituto Nacional de Desarrollo [INADE], 2007).

Respecto a la fisiografía de la zona, esta se encuentra conformada por terrazas altas ligeramente disectadas, la cual abarca 1 185 494 ha del departamento de Madre de Dios. Esta unidad conforma la primera etapa de disectación, caracterizada por tener una topografía plana a ligeramente inclinada, cortada por disecciones de 15 a 25% de pendiente, con cauces espaciados

y poco profundos, siendo las áreas alrededor de estos casi planas, homogéneas y con escasa o nula erosión. Presenta sedimentos finos poco consolidados, de antiguo origen pluvial, y formación de nódulos ferromagnesianos producto de una lixiviación y el movimiento de arcilla entre capas; localidades colindantes como Puerto Maldonado, Alegría y Palma Real presentan este tipo de unidad. La geología indica que pertenece al Cuaternario, Pleistoceno, específicamente a la formación Maldonado (GOREMAD y IIAP, 2009).

En este tipo de terreno plano el dosel supera los 30 metros de alto, y en el disectado los 35 metros de altura y diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 100 cm, con algunos fustes de DAP de 200 cm más raros. Por lo general la estructura del bosque se basa en árboles grandes de 35-40 metros de altura, de cobertura abierta o semiabierta y de comportamiento semicaducifolio entre los meses de julio a noviembre e intensa fructificación, floración y abundancia de follaje de diciembre a marzo; en el estrato superior se intercalan especies de palmeras, epifitas y bejucos mientras que el estrato medio contempla árboles, palmas y arbustos que miden entre 10 y 20 m (GOREMAD y IIAP, 2009).

El área de estudio corresponde a la cuenca hidrográfica del río Madre de Dios – Madeira. (Dirección General Forestal y Fauna Silvestre [DGFFS], 2013) y a su vez pertenece a la Ecorregión natural de Bosque Tropical Húmedo de la Amazonia Sur, siendo un bosque per húmedo de terraza alta con castaña (Bta-cas) (INRENA, 1995; MINAM, 2015b), el cual comprende 1 079 328 ha, el 0,84% de la superficie nacional, y se ubica en la zona sur-oriental del departamento de Madre de Dios, colindando con los bosques de castaña de Brasil y Bolivia, y el área de influencia de ríos como Manu, Tahuamanu, Manuripe, Piedras, etc. Este tipo de cobertura se ubica en terrazas aluviales antiguas sobre suelos ultisoles (por encima de los 10 m sobre el nivel hídrico), en donde sobresalen árboles de la especie *Bertholletia excelsa* (castaña) que alcanzan alturas de hasta 60 m y DAP de hasta más de 2 m (MINAM, 2015b), con densidades poblacionales entre las distintas localidades que varían entre 0,3 hasta 1,3 árboles/ha.

Estudios previos en el fundo “El Bosque” reportaron un número variable pero igualmente elevado de especies botánicas a través de los últimos años, con registros de 125 especies arbóreas y 06 especies de palmeras (Bejar y Huamani, 2013), 131 especies (Alarcón, 2010), 135 especies (Hanco, 2012) y de hasta 156 especies (Quevedo et al., 2009). Dada la presencia de especies de importancia maderera como *Cedrela odorata* “cedro”, *Socratea exorrhiza* “cashapona”, *Dipteryx micrantha* “shihuahuaco”, *Calycophyllum megistocaulum* “capirona”, la zona estuvo expuesta a actividades extractivas en el pasado, solo conservando aún la explotación de los frutos de “castaña” como una actividad vigente en toda la zona, sin embargo, la explotación de la madera aún es realizada en bosques contiguos.

### 3.3. MÉTODOS Y PROCEDIMIENTOS

#### 3.3.1. Método de captura y toma de datos

Para la captura de murciélagos se emplearon redes de niebla (Kunz et al., 1996) con las siguientes dimensiones: 36 mm de apertura de malla, 2,5 m de alto y 16 m, 12 m y 6 m de largo; este método de captura si bien es cierto permite un muestreo aleatorio, es conocido un mayor éxito de captura con individuos de la familia Phyllostomidae (Kunz y Parsons, 2009).

Las redes de niebla empleadas por punto y noche de muestreo fueron generalmente cinco y en menor frecuencia solo cuatro, las cuales estuvieron dispuestas a nivel de sotobosque (estrato vertical de altura no mayor de tres metros desde el suelo) con una separación promedio de 20 m tomando como referencia el centro de cada red (MINAM, 2015a). El criterio referente a la instalación y/o disposición de las redes tomo en consideración lugares de frecuente tránsito de murciélagos como: claros dentro del bosque, refugios, lugares de posible alimentación, fuentes de agua, entre otros (Kunz et al., 1996; Simmons y Voss, 1998; Kunz y Parsons, 2009).

La evaluación comenzó al atardecer, a partir de las 18:00h hasta las 0:00h, empleando un total de 6 horas, siendo el horario escogido con la finalidad de coincidir con la actividad de alimentación de estos y a su vez abarcar los diferentes picos de actividad ocurridos entre las especies (Jones et al., 1996; Altringham, 2011), siendo revisadas en intervalos de 30 min (Kunz et al., 2009) para evitar el estrés de los individuos durante su permanencia en las redes, siendo considerado esto una noche efectiva de muestreo (Aguirre, 2007).

Cada punto de muestreo fue evaluado durante una sola noche siendo trasladadas a nuevos puntos para evitar que los individuos abandonen el área, las evadan (Jones et al., 1996) o su liberación afecte el éxito de captura (MINAM, 2015a), georreferenciando la ubicación de cada red con un margen de error menor a 10 m; esto se llevó a cabo exceptuando las noches de luna llena para evitar la fobia lunar característica en algunos murciélagos (Morrison, 1978) y los periodos de friaje y llovizna intensa con la finalidad de reducir su tasa de mortalidad en las redes (Nagorsen y Peterson, 1980; Barlow, 1999) siendo los datos meteorológicos anotados en una libreta y discutidos posteriormente en función al éxito de captura.

Cada uno de los individuos capturados fueron mantenidos en bolsas de tela (35 x 20 cm) durante 10 a 30 min hasta su determinación *in situ*. Con ayuda de una ficha de datos se tomaron datos ecológicos (Jones, 1996) como el sexo (macho o hembra), estado reproductivo (testículos escrotales o abdominales y presencia de cría, feto en desarrollo y/o pezones desarrollados) y la

edad (grado de desarrollo osteológico de las epífisis metacarpales) (Racey, 1974; Kunz y Anthony, 1982).

Adicionalmente se anotaron las principales medidas morfométricas de utilidad en la determinación de especies, descritas en Gardner (2008): Longitud total (LT), Longitud Cabeza-Cuerpo (CC), Antebrazo (AB), Longitud de la Oreja (LO) y Longitud de la Pata (LP) en milímetros, así como características morfológicas externas particulares entre los distintos géneros o especies.

Dado que es sugerida la relación entre la variación en la diversidad de especies y el ambiente es que se registraron datos del hábitat como la hora de captura, posición de la captura en la red, elevación, coordenadas geográficas, vías de acceso u otros puntos de referencia importantes, lo cual fue suplementado con fotografías del área, de la metodología empleada, de los individuos capturados, refugios, o caracteres especiales (Nagorsen y Peterson, 1980; Ramos-Rodríguez et al., 2018) con la finalidad de aportar datos sobre la ecología de las especies.

### **3.3.2. Determinación de especies**

Se recopiló literatura especializada que incluyera estudios regionales previos que permitieran generar una lista de especies potenciales para la zona, posteriormente los individuos fueron determinados en campo empleando diversas claves taxonómicas especializadas (Díaz et al., 2016; Gardner 2008 y López – Baucells et al., 2016) procurando observar características morfológicas externas y dentales con la ayuda de una lupa de mano para confrontarlo con fotografías o gráficas incluidas en la literatura (Barlow, 1999). La taxonomía siguió a Simmons (2005) con modificaciones encontradas en Gardner (2008) y Cirranello et al. (2016) además de revisiones taxonómicas recientes.

Los individuos destinados a colecta fueron etiquetados y preservados en una dilución de formol al 10% para su fijación durante siete días y posteriormente cambiados a alcohol al 70% para su conservación definitiva (Anthony, 1925; Nagorsen y Peterson, 1980; Martin et al., 2011) para su posterior depósito en el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos en Lima, Perú; siendo aquí que estos especímenes volvieron a ser revisados confrontándolos con literatura científica especializada y especímenes previamente catalogados de la colección de mamíferos con la finalidad de proveer la determinación más certera.

### **3.4. ANALISIS DE DATOS**

#### **3.4.1. Determinación del estatus de conservación**

La clasificación del estado de conservación de las especies registradas en este estudio siguió los criterios adoptados por instituciones nacionales e internacionales como:

##### **3.4.1.1 Unión internacional para la conservación de la naturaleza – IUCN (2012)**

La lista roja de especies amenazadas de la IUCN en su propuesta incluye nueve categorías según el grado de amenaza de las especies: No evaluada, Data deficiente, Preocupación menor, Casi amenazado, vulnerable, En peligro, En peligro crítico, Extinto en vida salvaje y Extinto.

Data deficiente (DD), un taxón incluido en esta categoría no presenta la información adecuada para la categorización de su riesgo de extinción en base a datos del tamaño de su población y distribución geográfica. En preocupación menor (LC), califican los taxones que no puedan ser clasificados en categorías superiores, por su parte la categoría Casi amenazado (NT) incluye especies que en un futuro próximo podrían ser incluidas en una categoría superior, sin embargo, solo las dos primeras implican que no se ha evaluado el riesgo de extinción, pero no por ello deberían asumirse como no amenazados, sino todo lo contrario.

Las categorías En peligro crítico (CR), En peligro (EN) y Vulnerable (VU) cumplen respectivamente los requisitos de la clasificación de la jerarquía anterior, y en conjunto los taxones que se encuentren en estas tres categorías son considerados amenazados, los cuales son evaluados en base al cumplimiento de al menos uno de los criterios existentes y nombrados por letras A hasta la E y sin tener en cuenta el nivel de acción de conservación al que este sujeto.

El criterio A esta basado en el porcentaje de reducción del tamaño de la población basado en observaciones o inferencias del pasado o futuro con posibilidad o no de haber cesado o ser reversibles, por su parte el criterio B busca expresar en km<sup>2</sup> la distribución geográfica en función de la extensión de presencia y/o el área de ocupación, el criterio C implica el tamaño de la población respecto al número de individuos maduros y el porcentaje de disminución de la población en un determinado tiempo o generación, el criterio D refiere a un área de ocupación restringida para la especie o un bajo número de individuos con la evidente posibilidad de verse amenazados en el futuro y por último el criterio E refiere a un análisis cuantitativo que calcule la probabilidad de extinción en un tiempo determinado.

Finalmente, las categorías Extinto (EX) y Extinto en estado silvestre (EW), refieren a cuando tras la realización de prospecciones en el tiempo y lugar apropiado, en función al ciclo y formas de vida de determinado taxón, no se logró detectar un solo individuo; o si solo sobrevive en cautividad o fuera de su lugar de distribución original respectivamente (IUCN, 2012).

#### **3.4.1.2 Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre**

La convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre (CITES) con la finalidad de velar por un aprovechamiento legal y sostenible de la diversidad biológica mundial, creo tres apéndices (I, II y III) con la finalidad de clasificar las especies vulnerables al tráfico ilegal y a la drástica disminución de sus poblaciones regulando así su comercio internacional, sin poner en riesgo su supervivencia.

El apéndice I incluye a las especies con mayor riesgo de extinción sobre las cuales se prohíbe el comercio internacional salvo la importación no comercial de las mismas, mientras que en el apéndice II, se encuentran especies no amenazadas actualmente pero que de no controlar su comercio podrían estarlo en el futuro, para las cuales es necesario un permiso de exportación más no uno de importación, ambos apéndices solo pueden ser modificados mediante la Conferencia de las partes, sin embargo el apéndice III, dada su naturaleza de inclusión a solicitud de los países con la finalidad de obtener cooperación internacional, puede ser modificada libremente por los mismos (MINAM, 2018).

#### **3.4.1.3 Legislación nacional**

Se incluye la categorización de acuerdo a la legislación nacional vigente, correspondiente al Decreto Supremo N°. 004-2014-MINAGRI, el cual aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas, así como lo expuesto en el Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú (Servicio Forestal y de Fauna Silvestre [SERFOR], 2018), ambas de categorización semejante a la propuesta por IUCN. El endemismo de las especies será asignado siguiendo a Pacheco et al. (2009).

#### **3.4.2. Clasificación en gremios**

La clasificación (Tabla 3.3) se basa en las modificaciones realizadas por Denzinger y Schnitzler (2013) en la propuesta de Denzinger y Schnitzler (2004), Schnitzler et al. (2003), Schnitzler y Kalko (2001) y Kalko (1998), en la cual resalta el hecho de que la dieta ya no forma parte de la misma puesto que el comportamiento de forrajeo y ecolocación son influenciados por

el tipo de hábitat y no por el tipo de presa, lo cual conlleva a adaptaciones similares en los sistemas sensitivos y motores debido a encontrarse bajo las mismas restricciones ecológicas; por lo tanto bajo estas definiciones se reconocieron 7 gremios.

Para categorizar los tipos de hábitats se toma en cuenta el fondo próximo sobre el cual se ubica la presa, pudiendo encontrarse sobre espacios abiertos, espacios de borde y espacios estrechos (dentro del bosque) y están relacionados con el modo de forrajeo.

**Tabla 3.3: Clasificación de gremios de murciélagos basados en el hábitat y modo de forrajeo.**

<b>Gremio</b>	<b>Tipo de Hábitat</b>	<b>Modo de Forrajeo</b>
I	Espacio abierto	forrajadores aéreos
II	Espacio de borde	forrajadores aéreos
III	Espacio de borde	forrajadores de arrastre
IV	Espacio angosto	forrajadores de detección de aleteo
V	Espacio angosto	forrajadores recogedores pasivos
VI	Espacio angosto	forrajadores recogedores activos
VII	Espacio angosto	Forrajadores recogedores activos/pasivo

**Modificado de:** Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats (Denzinger y Schnitzler, 2013)

Los espacios abiertos se ubican muy por encima del suelo y lejos de la vegetación por lo que no juegan un rol en la respuesta de ecolocación, los murciélagos forrajadores de espacios abiertos generalmente cazan insectos volando en grandes espacios encontrando dificultades en su localización; los murciélagos forrajadores de espacios de bordes necesitan ajustar su trayectoria y su maniobrabilidad dado que estas áreas crean un eco adicional al de la presa lo cual implica el reconocimiento de cada una por el animal así como su caracterización para evitar colisiones provocando un cambio en el ritmo de la emisión de los pulsos; en el borde también, Schnitzler y Kalko (2001) distinguieron adicionalmente un forrajeo por arrastre para ciertas especies que realizan capturas sobre la superficie del agua en las que el eco de la presa es seguido por el de la orilla, a su vez ondulaciones en la superficie del agua así como objetos flotando se comportan como fuentes de eco adicionales para el murciélago.

Por su parte los espacios cerrados involucran generalmente murciélagos recogedores de presas estacionarias en superficies solidas que con sus ecos suelen solapar el eco de respuesta de la presa, los forrajeadores de detección de aleteo en particular usan la ecolocación para detectar sus presas (recojo activo) a través de un patrón de amplitud y frecuencia distinto producido por el aleteo de la presa, por su parte los forrajeadores recogedores activos solucionan el problema del solapamiento del eco solo con su ecolocación mientras que los que necesitan recoger otro tipo de señales emitidas por la presa se consideran forrajeadores recogedores pasivos, por su parte la combinación de ambos modos (pasivo y activo) implica el reconocimiento del eco del alimento cuando este es parte del eco del hábitat (flores o frutos) siendo necesario señales olfativas (modo pasivo) y la ecolocación (modo activo) para encontrarlo (Denzinger et al., 2016).

A su vez hay que resaltar la flexibilidad de las especies en su modo de forrajeo y los hábitats en los que captura a sus presas lo cual implica que especies que acceden de un hábitat específico a espacios más abiertos son probables, pero no en el sentido inverso (Schnitzler y Kalko, 2001).

#### **3.4.3. Determinación del esfuerzo de muestreo**

Dado que fueron empleados diversos tamaños de red, se buscó estandarizar el esfuerzo de muestreo siguiendo a Medellín (1993) modificado en Straube y Bianconi (2002) los cuales sugieren calcularlo en unidades de metros de red por hora; siendo multiplicado el número de metros total usado por las horas en las que se mantuvieron activas para cada noche en cada sitio de evaluación, siendo el esfuerzo de muestreo, medido como la sumatoria de todos estos valores, sin embargo se consideró adicionalmente el área total de la red y no solamente el largo de la misma, siendo la unidad  $m^2\text{red} \times h$  también especificada. De esta forma, la suma del esfuerzo puede ser calculada para cada sitio o por tipo de hábitat, y ser comparado si se estandariza a un mismo valor de esfuerzo total (Moreno, 2007). Cada punto de muestreo fue evaluado solo una noche, comenzando el 29 de junio del 2017 hasta el 03 de octubre del 2017 abarcando solo la estación seca con periodos de receso debido a condiciones climáticas locales.

#### **3.4.4. Abundancia relativa**

La abundancia relativa de las especies se calculó a partir del esfuerzo de captura. El número de individuos pertenecientes a una determinada especie (NA) fue dividido entre el total de metros - hora empleados en la evaluación (Medellín, 1993; Straube y Bianconi, 2002).

Adicionalmente se calculó la frecuencia relativa de cada especie, expresada como el número de individuos de determinada especie dividido entre el número total de individuos capturados, el resultado se multiplico por 100 con la finalidad de expresar los resultados en porcentaje (Carrasco, 2011).



$$AR = \frac{NA}{M \times H}$$

Donde:

NA = Número de individuos de la especie A

M x H = Número de metros de red por número de horas

### **3.4.5. Riqueza específica**

#### **3.4.5.1. Funciones de acumulación de especies**

Con la finalidad de evaluar el grado de completitud del muestreo se elaboró una curva de acumulación de especies (Moreno, 2001) para lo cual inicialmente se analizó el ajuste de los datos a las funciones de acumulación dadas en el programa @Species accumulation desarrollados por el Consejo nacional de ciencia y tecnología (CONACYT) y Centro de investigación en matemáticas (CIMAT) el cual evalúa los modelos: Logarítmico, Exponencial y De Clench; determinando el modelo que mejor explica la adición de las especies conforme se aumenta el esfuerzo de muestreo, generando una gráfica de curva de acumulación ajustada así como el probable número de especies para una determinado área en función al modelo seleccionado. Las ecuaciones de los modelos analizados se presentan en la Tabla 3.4.

El programa analiza el ajuste de los datos en base al método de máxima verosimilitud determinando el modelo al que pertenece el mejor ajuste en base al criterio de *Likelihood ratio* (LR) (Xuan-Mao et al., 2005) el cual fue determinado para cada uno de los modelos, siendo el más cercano a 1 considerado como el modelo que obtuvo el mejor ajuste; a su vez el programa también es capaz de determinar el número total de especies (TNS) en función a los valores de “a” y “b” determinados para cada función de acumulación.

La ecuación de Clench fue el modelo que mejor se ajustó a los datos, corroborando ser uno de los más utilizados para la mayoría de los taxones (Jiménez–Velarde y Hortal, 2003; Moreno y Halffter, 2000; Moreno, 2001), siendo recomendado para estudios en sitios de área extensa y para protocolos de muestreo en los que a mayor tiempo se pase en campo, mayor será la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario (Soberón y Llorente, 1993).

Debido a que el orden en el que las muestras son añadidas al total puede afectar la forma de la curva, previo a la elaboración de la misma se llevó a cabo la aleatorización de los datos utilizando el programa EstimateS 8.2 (Colwell, 2009b), este procedimiento es llamado rarefacción y se basa en el uso de datos de presencia y ausencia de especies en una muestra bajo el método de Mao Tau (Colwell, 2004).

**Tabla 3.4: Modelos matemáticos extrapolativos de acumulación de especies.**

Modelo Matemático	Ecuación
Modelo de Clench	$S_n = \frac{a \times n}{1 + b \times n}$
Modelo Exponencial	$S_n = \frac{a}{b} (1 - e^{-b \times n})$
Modelo Logarítmico	$S_n = \frac{1}{z} \ln(1 + zan)$

**Fuente:** Métodos para medir la biodiversidad. (Moreno, 2001).

Donde:

a = tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario.

b = pendiente de la curva.

z = resulta del cálculo de  $1 - e^{-b}$ .

n = unidades de esfuerzo de muestreo.

Sn = número medio de especies calculado.

Para la elaboración de la curva se utilizó el programa Statistica versión 10 (StatSoft, 1998) con el método de ajuste simple y Quasi-Newton, seleccionando la ecuación de Clench como modelo base para la curva y mostrando el valor del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) obtenido, entendido como la proporción de la varianza explicada por este modelo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

En general, para la ecuación de Clench y considerando el esfuerzo de muestreo expresado en unidades de Red \* Noche (MINAM, 2015a), las estimaciones de riqueza asintótica se vuelven estables a partir de proporciones superiores al 70%, es decir, una vez alcanzado este porcentaje, podría considerarse que el esfuerzo de muestreo fue adecuado obteniéndose una alta completitud respecto a la riqueza de una zona (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), sin embargo, con el propósito de realizar comparaciones válidas se toma de manera conservativa al 90% como un nivel de completitud satisfactorio para un inventario (Moreno y Halffter, 2000).

Dado que proveen de herramientas para estudios de conservación y biodiversidad al permitir predecir un número de especies, comparar la diversidad de especies de diferentes hábitats y generar herramientas de planificación para el diseño de protocolos de muestreo (Soberón y Llorente, 1993) es que adicionalmente se estimó el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar el 90 por ciento de completitud con la formula siguiente (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003):

$$Nq = q / [b*(1-q)]$$

Donde:

$Nq$  = la proporción de la fauna registrada.

$q = S_n/(a/b)$ .

$b$  = pendiente de la curva.

### 3.4.5.2. Métodos no paramétricos

Estos estimadores (Tabla 3.5) se diferencian de los anteriores por no ajustar los datos a un modelo ni distribución específica, requiriendo solo datos de presencia y ausencia de especies (Moreno, 2001). Para conocer la riqueza total de especies se emplearon estimadores basados en la incidencia de las especies en la muestra, tales como Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2 basados en incidencia (Colwell y Coddington, 1994; Magurran, 2004; Cadenillas, 2010) y que ofrecen el mejor rendimiento para comparaciones empíricas (Gotelli y Colwell, 2011). Para el cálculo de estos índices se utilizó el programa SpadeR (Chao et al. 2015).

**Tabla 3.5: Estimadores no paramétricos y sus ecuaciones.**

Estimadores	Ecuación
Chao 2	$S_{chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$
Jack 1	$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left( \frac{m-1}{m} \right)$
Jack 2	$S_{jack2} = S_{obs} + \left[ \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right]$

**Fuente:** Measuring biological diversity (Magurran, 2004).

Donde:

$S_{obs}$  = número de especies de la muestra.

$Q_1$  = número de especies que ocurren solo en una muestra (uniques).

$Q_2$  = número de especies que ocurren en dos muestras (duplicates).

$M$  = número total de muestras.

### 3.4.6. Estructura

#### 3.4.6.1. Modelos no paramétricos

El modelo de Chao1 estima el número de especies de una comunidad basado en el número de especies raras presentes en la muestra, introduciendo el concepto de singletons y doubletons como el número de especies representadas por uno o dos individuos como máximo respectivamente (Colwell y Coddington, 1994), siendo la ecuación:

$$S_{chao\ 1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Donde:

Sobs = número de especies en la muestra.

F1 = número de especies observadas representadas por un  
único individuo (singletons).

F2 = número de especies observadas representadas por dos  
individuos (doubletons).

Este modelo introduce la medida de abundancia de las especies, siendo necesario cuantificar el número de especies raras, denominadas singletons y doubletons.

#### 3.4.6.2. Índices de abundancia proporcional

Estos índices toman en cuenta el valor de importancia de cada especie y el número total de estas analizando el grado de dominancia o de equidad en la comunidad. Dentro de estos índices se calcularon el Índice de Simpson, de Shannon – Wiener y Pielou. Para el cálculo de estos índices se utilizó el programa ® PAST (Paleontological Statistics) v. 2.17 (Hammer, 2012).

El índice de Simpson (D) se basa en la mayor importancia que otorga a las especies más abundantes por lo tanto busca calcular la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean ambos de la misma especie (Magurran, 2004) al ser un concepto contrario a la equidad de especies en una comunidad es menos sensible a la riqueza de especies, siendo la diversidad calculada como 1-D, siendo el valor de diversidad máxima para este índice uno y el valor mínimo, cero. Este índice puede ser calculado por la ecuación:

$$D = \sum p_i^2$$

Donde:

Pi = proporción del número de individuos de la especie i con respecto al  
número total de individuos.

El índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) mide la posibilidad de predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies, esto implica expresar el grado de uniformidad o equidad de la muestra, en este caso el índice es calculado en base de logaritmo neperiano, ofreciendo como unidades al nats/individuo. Toma valores entre cero, cuando solo hay una especie y el logaritmo de S, cuando todas las especies tienen el mismo número de individuos (Magurran, 1998), la fórmula es la siguiente:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i ; p_i = n_i / N$$

Donde:

$n_i$  = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos de todas las especies

Para complementar la interpretación del índice de Shannon-Wiener se calculó el índice de Equidad de Pielou ( $J'$ ), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor se encuentra entre 0 y 1, correspondiendo 1 a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. la ecuación contempla el valor del índice de Shannon-Wiener denominado como " $H'$ " y " $S$ " como el número total de especies en la muestra (Magurran, 1988), siendo considerado el valor del logaritmo neperiano de S, " $\ln S$ " como la estimación del índice de Shannon máximo, denominado " $H'_{\text{máx}}$ ".

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde:

$H'$  = índice de Shannon-Wiener

$\ln S$  = logaritmo neperiano del número total de especies.

### 3.5. ASPECTOS ÉTICOS

Los individuos que contaron con una determinación precisa hasta el nivel específico fueron posteriormente liberados en los lugares de captura tras la toma de datos, adicionalmente, los individuos que presentaron estados avanzados de gestación y/o fuesen capturados junto a sus crías tuvieron un tratamiento prioritario siendo liberados inmediatamente, sin embargo, aquellos que presentaron una determinación dudosa en campo y/o fueron de interés científico por su distribución, rareza o taxonomía (Russo et al., 2017) fueron colectados siguiendo las recomendaciones de la sociedad americana de mastozoólogos (Sikes y Gannon, 2011) para la correcta colecta de muestras biológicas garantizando la muerte rápida e indolora en los individuos.

## IV. RESULTADOS

### 4.1. COMPOSICIÓN DE ESPECIES, ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y CLASIFICACIÓN EN GREMIOS

La lista total de especies de murciélagos registradas dentro del fundo y el vivero “El Bosque”, así como la categoría de conservación y el gremio al que pertenecen cada uno, es mostrado en la Tabla 4.1, con un total registrado de 37 especies pertenecientes a 23 géneros, 11 subfamilias y tres familias (Emballonuridae, Phyllostomidae y Vespertilionidae) que fueron determinados entre 978 individuos capturados a través de 40 noches de muestreo y un esfuerzo de captura total de 32370 m<sup>2</sup> red x hora (Tabla 4.3). Adicionalmente se señala a las especies que a través de este estudio tuvieron un aumento en su rango de su distribución por medio de un asterisco en la Tabla 4.1.

**Tabla 4.1: Especies de murciélagos capturadas en el vivero forestal y fundo “El bosque”, su estado de conservación y gremios.**

Taxón		
Familia Emballonuridae	IUCN	Gremio
Subfamilia Emballonurinae		
<i>Peropteryx leucoptera</i> *	LC	II
<i>Peropteryx pallidoptera</i> *	DD	II
<i>Saccopteryx bilineata</i>	LC	II
Familia Phyllostomidae		
Subfamilia Carolliinae		
<i>Carollia brevicauda</i>	LC	VII
<i>Carollia perspicillata</i>	LC	VII
Subfamilia Desmodontinae		
<i>Desmodus rotundus</i>	LC	VII
Subfamilia Glossophaginae		
<i>Glossophaga soricina</i>	LC	VII
Subfamilia Glyphonycterinae		
<i>Trinycteris nicefori</i>	LC	V
Subfamilia Lonchophyllinae		
<i>Hsunnycteris pattoni</i>	DD	VII
Subfamilia Micronycterinae		
<i>Micronycteris minuta</i>	LC	VI

**Continuación de la Tabla 4.1**

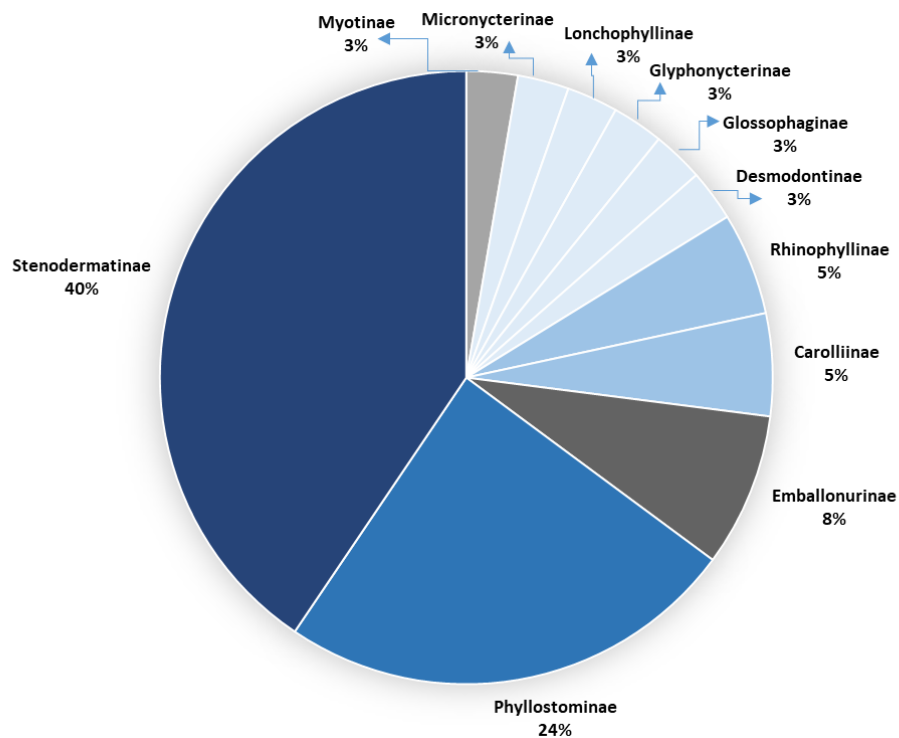
<b>Subfamilia Phyllostominae</b>		
<i>Gardnerycteris crenulatum</i>	LC	V
<i>Lophostoma carrikeri</i>	LC	V
<i>Lophostoma silvicolum</i>	LC	V
<i>Phyllostomus discolor</i>	LC	VII
<i>Phyllostomus elongatus</i>	LC	V
<i>Phyllostomus hastatus</i>	LC	VII
<i>Tonatia saurophila</i>	LC	V
<i>Trachops cirrhosus</i>	LC	V
<i>Vampyrum spectrum</i>	NT	V
<b>Subfamilia Rhinophyllinae</b>		
<i>Rhinophylla pumilio</i>	LC	VII
<i>Rhinophylla fischeriae</i>	LC	VII
<b>Subfamilia Stenodermatinae</b>		
<i>Sturnira lilium</i>	LC	VII
<i>Sturnira tildae</i>	LC	VII
<i>Chiroderma trinitatum</i>	LC	VII
<i>Chiroderma villosum</i>	LC	VII
<i>Mesophylla macconnelli</i>	LC	VII
<i>Platyrrhinus incarum</i>	LC	VII
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	LC	VII
<i>Uroderma bilobatum</i>	LC	VII
<i>Vampyriscus bidens</i>	LC	VII
<i>Artibeus anderseni</i>	LC	VII
<i>Artibeus glaucus</i>	LC	VII
<i>Artibeus gnomus</i>	LC	VII
<i>Artibeus lituratus</i>	LC	VII
<i>Artibeus planirostris</i>	LC	VII
<i>Artibeus obscurus</i>	LC	VII
<b>Familia Vespertilionidae</b>		
<b>Subfamilia Myotinae</b>		
<i>Myotis riparius</i>	LC	II

La familia con el mayor número de especies registradas fue Phyllostomidae con 33 especies, representando el 89% del total de especies reportado, y 967 individuos capturados, por su parte la familia Emballonuridae presentó 3 especies con 8 individuos y finalmente la familia Vespertilionidae fue la menos abundante con solo una especie y tres individuos capturados. El número de especies registrado en este estudio representó el 20,10% de especies del total nacional tras la publicación del listado de Pacheco et al. (2009) y subsecuentes actualizaciones (Pacheco et al., 2018).

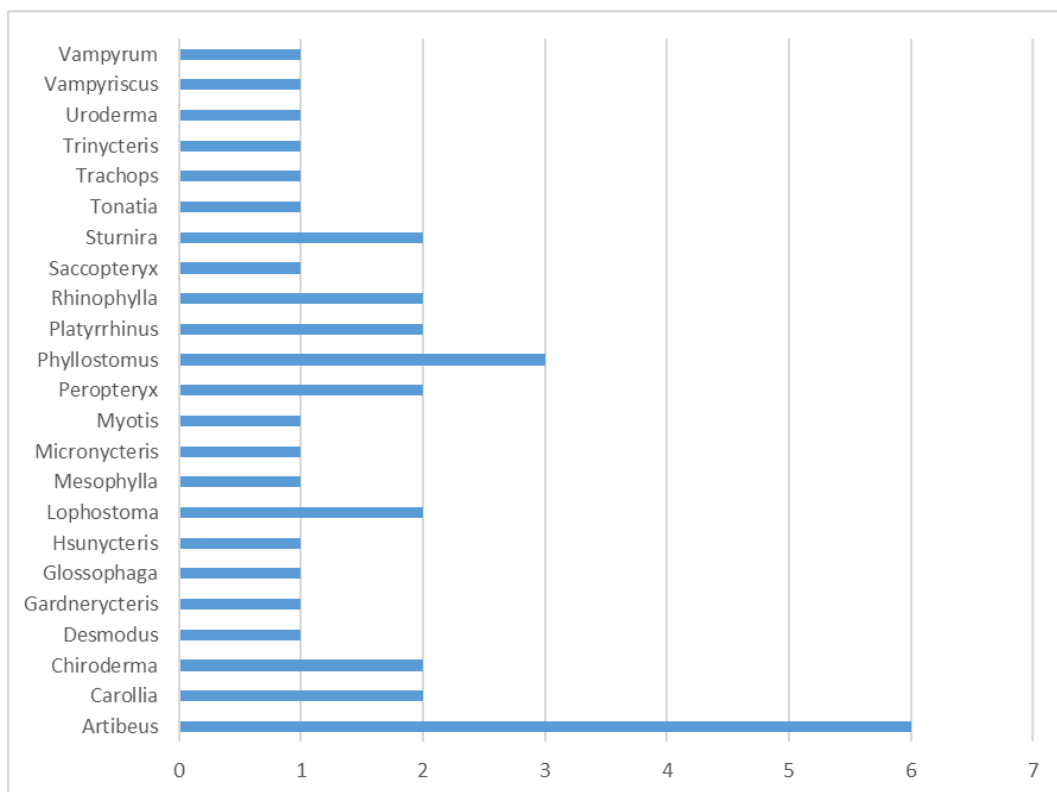
El Gráfico 4.1 muestra a la riqueza de especies presente dentro de cada subfamilia, se encontró que 15 especies conformaron la subfamilia más abundante, Stenodermatinae, la cual contuvo géneros como *Artibeus* spp., *Sturnira* spp., *Chiroderma* spp., *Platyrrhinus* spp. y las especies *Uroderma bilobatum*, *Vampyriscus bidens*, *Mesophylla macconnelli*, abarcando el 40% del total registrado, seguido de la subfamilia Phyllostominae con 9 especies y el 24% de representación, sumando entre estas dos, más de la mitad de las especies capturadas en este estudio. En color azul se observan las subfamilias de la familia Phyllostomidae, observando que conforman el 89% del total de especies registradas, seguido de la familia Emballonuridae, subfamilia Emballonurinae, la tercera más abundante con 3 especies, mostrado en color negro y finalmente la familia Vespertilionidae, subfamilia Myotinae, con solo una especie mostrado en gris, sumando entre estas tan solo el 11% del total.

De los 23 géneros encontrados, *Artibeus* spp., fue el de mayor número de especies (Gráfico 4.2), esto debido a la inclusión de especies como *Artibeus gnomus*, *Artibeus glaucus* y *Artibeus anderseni*, especies anteriormente agrupadas bajo el género *Dermanura*, sin embargo, Cirranello et al. (2016) tras realizar la diagnosis morfológica a nivel de subfamilias de Phyllostomidae planteando este último como sinónimo de *Artibeus*.





**Gráfico 4.1: Porcentaje de especies de murciélagos en función a las subfamilias registradas en el vivero forestal y fundo “El bosque”.**



**Gráfico 4.2: Número de especies en relación a los géneros de murciélagos registrados en el vivero forestal y fundo “El bosque”.**

Cabe resaltar la presencia de registros notables como el aumento en la distribución de dos especies, *Peropteryx pallidoptera* y *Peropteryx leucoptera*, las cuales fueron reportadas en el área de estudio, la primera especie es reportada en el área de estudio a través de un único ejemplar macho adulto fotografiado el 03 de octubre del 2017 a las 18:18h hrs. a través de redes de niebla instaladas sobre una pequeña colpa (8621354 S 487766 E, 240 m) en los límites del fundo “El Bosque”; adicionalmente, dos ejemplares de *Peropteryx leucoptera* fueron capturados, una hembra adulta no reproductiva del 07 de julio del 2017 a las 19:20 hrs a inmediaciones de las trochas venado y puma (8622208 S 487783 N) el cual fue liberado; el segundo individuo fue colectado bajo el MUSM 48966 a inmediaciones de las trochas puma y murciélago (8621920 S 487793 E, 230 m), siendo un macho adulto no reproductivo del día 12 de julio del 2017 capturado a las 18:47 hrs.

Ninguna de las especies registradas se encontró categorizada dentro la convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre (CITES) ni en la legislación nacional como parte del Decreto Supremo n°004-2014-MINAGRI y por lo tanto su clasificación dentro en la Tabla 4.1. fue omitida, siendo solo detallado su inclusión en las categorías menores de protección para la Unión internacional para la conservación de la naturaleza (IUCN), las cuales significan que en estas especies no ha sido evaluado el riesgo de extinción salvo a una, *Vampyrus spectrum*, considerado como casi amenazado (NT) pudiendo ser elevado a categorías superiores posteriormente, por su parte especies descritas recientemente como *Hsunycteris pattoni* y *Peropteryx pallidoptera* suelen encontrarse en categorías como Datos insuficientes (DD).

La clasificación en gremios de la comunidad de murciélagos del fundo y vivero “El bosque” se basó en la propuesta de Denzinger y Schnitzler (2013) la cual toma en cuenta elementos como el hábitat y el modo de forrajeo; la asignación de las especies a cada gremio es mostrada en la Tabla 4.1., mientras que el recuento de especies por cada gremio se presenta en la Tabla 4.2. En relación a la dieta, la mayoría de capturas correspondieron a filostomidos de dieta frugívora representando el 83,7% de las capturas con 836 individuos. Se encontraron 4 gremios siendo el gremio VII con 24 especies el predominante.

El gremio con el menor número de especies fue el de forrajeadores recogedores activos de espacio angosto dentro del cual solo es considerada por Denzinger y Schnitzler (2013) la especie *Micronycteris minuta*, precisando la necesidad de estudiar su particular modo de forrajeo entre las especies; el gremio correspondiente a forrajeadores aéreos de espacio de borde por su parte abarco dos familias (Emballonuridae y Vespertilionidae) con tres y una especies respectivamente siendo todos descritos con una dieta insectívora; los forrajeadores recogedores pasivos de espacio

angosto conformaron el segundo gremio más abundante, abarcando en su mayoría murciélagos que se alimentan de otros vertebrados, sin embargo también pueden presentar una dieta insectívora; finalmente el gremio más abundante correspondió a los forrajadores recogedores activos/pasivos de espacios angostos los cuales suelen tener una dieta frugívora como nectarívora, siendo la primera la predominante en este grupo. Todos los gremios excepto el II estuvieron conformados por murciélagos de la familia Phyllostomidae.

**Tabla 4.2: Gremios y número total de especies de murciélagos capturados en el vivero forestal y fundo “El bosque”.**

<b>Grupo</b>	<b>Gremio trófico</b>	<b>N° de especies</b>
II	forrajadores aéreos de espacio de borde	4
V	forrajadores recogedores pasivos de espacio angosto	8
VI	forrajadores recogedores activos de espacio angosto	1
VII	forrajadores recogedores activos/pasivos de espacio angosto	24

Finalmente, el 22 de setiembre se encontró un refugio de *Carollia perspicillata* compuesto por 21 individuos capturados (sin embargo, existían algunos individuos restantes aún dentro) de los cuales 9 (42,85%) fueron hembras y 6 se encontraron en estado de gestación, adicionalmente se registraron 12 (57,14%) machos de los cuales ningún individuo presento testículos escrotales; el refugio consistía en un pozo subterráneo abandonado cercano a edificaciones propias del vivero (484984 E 8622459 N 225 m) del cual los individuos comenzaron a emerger a partir de las 18:00 horas, momento en el cual fueron capturados; producto de esto se registró un individuo hembra con una cría de medida de antebrazo aproximada de 23mm y otro ejemplar que capturado inicialmente como gestante concibió una cría tiempo después; todos los individuos fueron devueltos posteriormente al refugio. A su vez se observó dentro de esta colonia la presencia de un individuo macho de medida de antebrazo 42,2 mm con leucismo; sin embargo, los datos obtenidos a partir de estas capturas no fueron incluidos dentro de los análisis del presente estudio por considerarse de ocurrencia incidental dado que no se contempló la búsqueda de refugios dentro de la metodología de estudio.

## 4.2. DETERMINACIÓN DEL ESFUERZO DE MUESTREO

La proporción de capturas por esfuerzo de muestreo durante todo el estudio fue de 0,07 murciélagos/MxH siendo esto calculado para el total de individuos capturados con un esfuerzo de muestreo expresado en metros de red por hora. La Tabla 4.3. muestra el esfuerzo total calculado en base al área de la red resultando en 32370 m<sup>2</sup>-red por hora con un promedio de 809,25 m<sup>2</sup>-red por hora para cada noche de muestreo, sin embargo, para el cálculo de la frecuencia relativa se tuvo en cuenta los valores de esfuerzo en unidad metro por hora el cual resulto de 12 948 mxh con un promedio por noche de 323,7 mxh. Adicionalmente al cálculo del esfuerzo de muestreo empleado por Medellín (1993) modificado en Straube y Bianconi (2002), la misma tabla muestra el esfuerzo en unidades de Red\*Noche, el cual asume una evaluación de 6 horas como una noche, y 12 metros lineales de red como una red, como lo es descrito en MINAM (2015a), esta unidad es mostrada con fines comparativos, así como el esfuerzo total y promedio para cada tipo de cálculo del esfuerzo.

El esfuerzo de captura en relación al número de especies capturadas evidenció que con el menor esfuerzo de muestreo (junio) se obtuvo la mejor representación del número de especies (capturándose 13 especies) siendo 0,023 especies/MxH mientras que julio mostró la menor proporción con 0,005 especies/MxH y 31 especies capturadas, mostrando que conforme aumenta el esfuerzo de muestreo la tasa de incremento de especies va disminuyendo, los otros meses presentaron proporciones intermedias, durante el mes de agosto se capturaron 19 especies representando 0,007 especies/MxH, setiembre reportó 0,006 especies/MxH con 23 especies capturadas y finalmente el mes de octubre obtuvo 0,015 especies/MxH con 15 especies.

## 4.3. ABUNDANCIA RELATIVA

La Tabla 4.4. muestra el número de individuos capturados durante el estudio, su frecuencia relativa y la abundancia relativa a detalle para cada una de las especies sugiriendo que el 48,64% (18) especies son raras al presentar menos de 5 individuos mientras que el 24,32% (9) son abundantes y cuentan con más de 20 individuos capturados, doblando así el número de especies raras al de las abundantes.

El gráfico 4.3. muestra las especies más abundantes (representadas por más de 20 individuos) (Medellín, 1993) en función al total de individuos (abundancia absoluta), estas pertenecieron a la familia Phyllostomidae, predominando la subfamilia Stenodermatinae, de hábito alimenticio frugívoro al igual que las subfamilias Carollinae y Rhinophyllinae, mientras que solo una especie *Phyllostomus hastatus* (Phyllostominae) es considerada de hábito alimenticio omnívoro siendo la cuarta especie más abundante con el 9% (88) del total de individuos capturados.

En cuanto a las especies raras (número de individuos menor a 5), estas estuvieron conformadas mayoritariamente por la subfamilia Phyllostominae con 6 especies y Stenodermatinae con 4, representando el 55,5% del total, siendo el resto de subfamilias (5) representadas por una sola especie, adicionalmente en esta categoría se encontraron las familias Emballonuridae y Vespertilionidae; con 2 y 1 especies respectivamente, siendo este grupo el más diverso en cuanto a hábitos alimenticios siendo en su mayoría de dieta insectívora (tanto de caza aérea como recogedores de sustrato fijo) (Kalko, 1998), sin embargo se reconocieron adicionalmente especies nectarívoras, hematófagas, carnívoras y frugívoras, estos hábitos alimenticios fueron determinados por observación directa y corroborados en la literatura (Gardner, 1977).

*Artibeus planirostris* fue la especie más abundante con 264 individuos (27%) seguida de *Carollia perspicillata* con 181 individuos y *Carollia brevicauda* con 92, sumando entre estas tres especies el 54,90% del total de 978 capturas del presente estudio. De las 37 especies registradas solo 5 (13,51%) especies estuvieron representadas por dos individuos siendo estas *Artibeus glaucus*, *Lophostoma silvicolum*, *Micronycteris minuta*, *Peropteryx leucoptera* y *Platyrrhinus infuscus*, mientras que solo ocho (21,62%) especies fueron representadas por un solo individuo como: *Chiroderma villosum*, *Gardnerycteris crenulatum*, *Desmodus rotundus*, *Hsunycteris pattoni*, *Lophostoma carrikeri*, *Phyllostomus discolor*, *Vampyrus spectrum* y *Peropteryx pallidoptera*, representando esta última un aumento en el rango de distribución a nivel nacional para la especie.

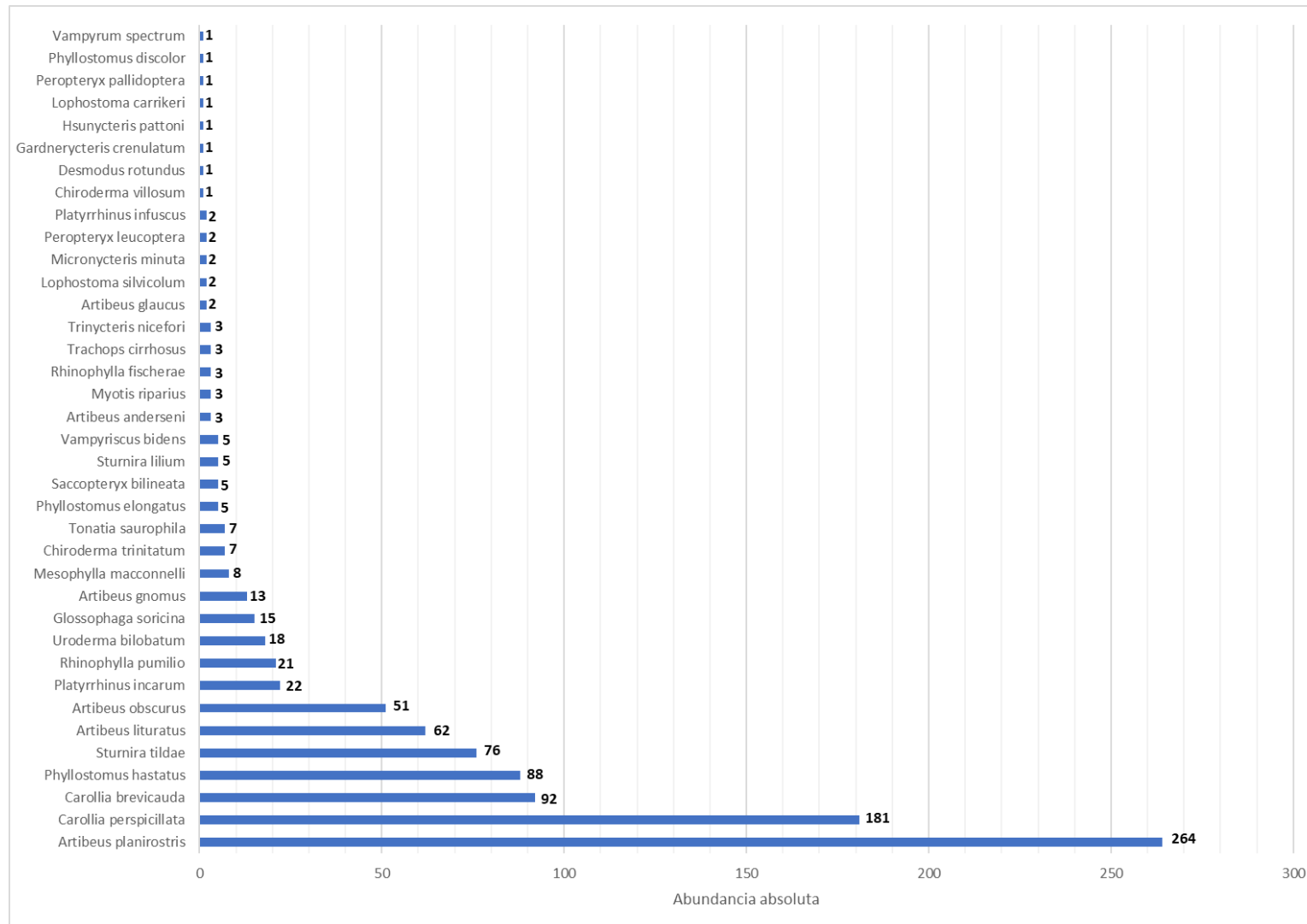
El número de murciélagos por metro de red por hora (abundancia relativa) varió desde 0,0204 para *Artibeus planirostris*, la especie más abundante, a 0,0000772 en las especies con solo un individuo registrado (Gráfico 4.4.); en segundo y tercer lugar se encuentran dos especies coexistentes del género *Carollia*, sin embargo *C. perspicillata* tiende a ser más abundante al presentar casi el doble de individuos que *C. brevicauda* siendo reflejado esto en los valores de abundancia de 0,0139 frente a 0,0071 respectivamente. El menor esfuerzo de captura se dio en el mes de junio con 552 MxH, sin embargo, presentó la mayor tasa de captura con 0,112 individuos/MxH, por su parte el mes de julio tuvo el mayor esfuerzo con 5316 MxH y 0,072 ind/MxH, mientras que setiembre con 3552 MxH obtuvo la menor abundancia de murciélagos en función a la cantidad de esfuerzo empleado obteniéndose 0,051 ind/MxH, obteniéndose para todo el estudio una abundancia de 0,075 ind/MxH.

**Tabla 4.3: Esfuerzo de muestreo total y promedio realizado mensualmente en el vivero forestal y fundo “El bosque”.**

<b>Punto de muestreo</b>	<b>Mes</b>	<b>Fecha de evaluación</b>	<b>Metros de red totales (m)</b>	<b>Área de red total (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Horas totales (h)</b>	<b>Esfuerzo total (m*h)</b>	<b>Esfuerzo total (m<sup>2</sup>*h)</b>	<b>Esfuerzo total (red*noche)</b>
1	Junio	29/06/2017	48	120	4	192	480	4
2		30/06/2017	60	150	6	360	900	5
3	Julio	1/07/2017	54	135	4	216	540	4,5
4		4/07/2017	34	85	6	204	510	2,8
5		6/07/2017	56	140	6	336	840	4,7
6		7/07/2017	52	130	6	312	780	4,3
7		8/07/2017	58	145	6	348	870	4,8
8		9/07/2017	52	130	6	312	780	4,3
9		12/07/2017	46	115	6	276	690	3,8
10		14/07/2017	52	130	6	312	780	4,3
11		15/07/2017	62	155	6	372	930	5,2
12		16/07/2017	34	85	6	204	510	2,8
13		20/07/2017	50	125	6	300	750	4,2
14		21/07/2017	62	155	6	372	930	5,2
15		22/07/2017	56	140	6	336	840	4,7
16		23/07/2017	66	165	6	396	990	5,5
17		26/07/2017	62	155	6	372	930	5,2
18		27/07/2017	62	155	6	372	930	5,2
19		29/07/2017	46	115	6	276	690	3,8

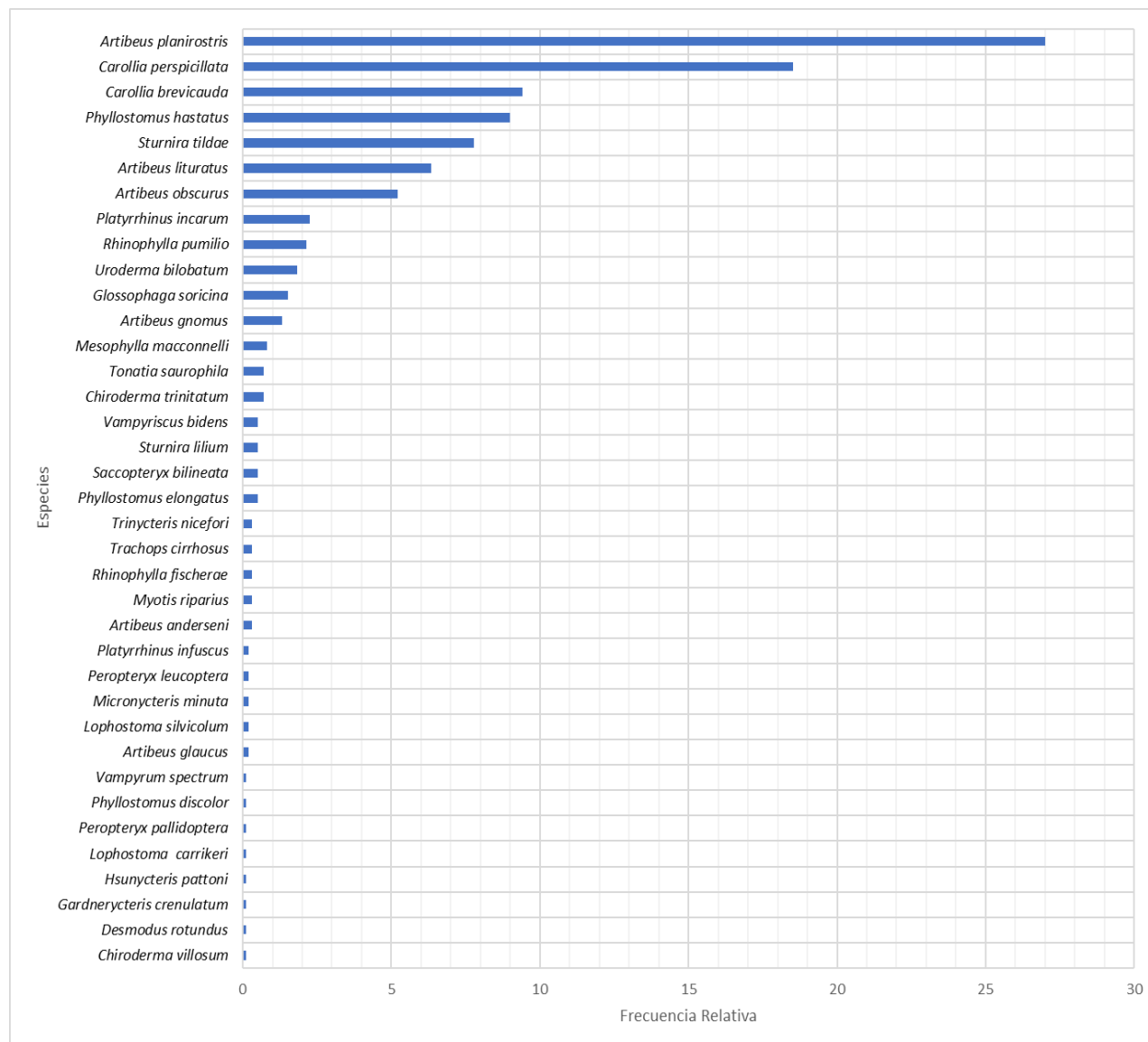
**Continuación de la Tabla 4.3**

20	Agosto	2/08/2017	58	145	6	348	870	4,8
21		4/08/2017	52	130	6	312	780	4,3
22		5/08/2017	52	130	6	312	780	4,3
23		6/08/2017	52	130	6	312	780	4,3
24		11/08/2017	48	120	6	288	720	4,0
25		24/08/2017	60	150	6	360	900	5,0
26		27/08/2017	54	135	6	324	810	4,5
27		28/08/2017	52	130	6	312	780	4,3
28	Setiembre	7/09/2017	52	130	6	312	780	4,3
29		15/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
30		16/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
31		17/09/2017	52	130	6	312	780	4,3
32		18/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
33		21/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
34		24/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
35		25/09/2017	64	160	6	384	960	5,3
36		27/09/2017	60	150	6	360	900	5,0
37		30/09/2017	64	160	6	384	960	5,3
38	Octubre	1/10/2017	60	150	6	360	900	5,0
39		2/10/2017	64	160	6	384	960	5,3
40		3/10/2017	36	90	6	216	540	3,0
		Total	2192	5480	236	12948	32370	182,67
		$\bar{X}$	54,8	137	5,9	323,7	809,25	4,57



**Gráfico 4.3: Histograma de abundancia absoluta de las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.**





**Gráfico 4.4: Histograma de frecuencia relativa de las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.**

**Tabla 4.4: Frecuencia relativa (FR) y Abundancia relativa (AR) de las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.**

<b>Taxón</b>	<b>N° de Individuos</b>	<b>FR (Ind/Total)*100</b>	<b>AR (Ind/mxh)</b>
<b>Familia Emballonuridae</b>			
<b>Subfamilia Emballonurinae</b>			
<i>Peropteryx leucoptera</i>	2	0,204498978	$1,54 \times 10^{-4}$
<i>Peropteryx pallidoptera</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<i>Saccopteryx bilineata</i>	5	0,511247444	$3,86 \times 10^{-4}$
<b>Familia Phyllostomidae</b>			
<b>Subfamilia Carolliinae</b>			
<i>Carollia brevicauda</i>	92	9,406952965	$7,11 \times 10^{-3}$
<i>Carollia perspicillata</i>	181	18,50715746	$1,40 \times 10^{-2}$
<b>Subfamilia Desmodontinae</b>			
<i>Desmodus rotundus</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<b>Subfamilia Glossophaginae</b>			
<i>Glossophaga soricina</i>	15	1,533742331	$1,16 \times 10^{-3}$
<b>Subfamilia Glyphonycterinae</b>			
<i>Trinycteris nicefori</i>	3	0,306748466	$2,32 \times 10^{-4}$
<b>Subfamilia Lonchophyllinae</b>			
<i>Hsunnycteris pattoni</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<b>Subfamilia Micronycterinae</b>			
<i>Micronycteris minuta</i>	2	0,204498978	$1,54 \times 10^{-4}$
<b>Subfamilia Phyllostominae</b>			
<i>Gardnerycteris crenulatum</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<i>Lophostoma carrikeri</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<i>Lophostoma silvicolum</i>	2	0,204498978	$1,54 \times 10^{-4}$
<i>Phyllostomus discolor</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<i>Phyllostomus elongatus</i>	5	0,511247444	$3,86 \times 10^{-4}$
<i>Phyllostomus hastatus</i>	88	8,99795501	$6,80 \times 10^{-3}$
<i>Tonatia saurophila</i>	7	0,715746421	$5,41 \times 10^{-4}$
<i>Trachops cirrhosus</i>	3	0,306748466	$2,32 \times 10^{-4}$
<i>Vampyrum spectrum</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$

**Continuación de la Tabla 4.4**

<b>Subfamilia Rhinophyllinae</b>			
<i>Rhinophylla pumilio</i>	21	2,147239264	$1,62 \times 10^{-3}$
<i>Rhinophylla fischeriae</i>	3	0,306748466	$2,32 \times 10^{-4}$
<b>Subfamilia Stenodermatinae</b>			
<i>Sturnira lilium</i>	5	0,511247444	$3,86 \times 10^{-4}$
<i>Sturnira tildae</i>	76	7,770961145	$5,87 \times 10^{-3}$
<i>Chiroderma trinitatum</i>	7	0,715746421	$5,41 \times 10^{-4}$
<i>Chiroderma villosum</i>	1	0,102249489	$7,72 \times 10^{-5}$
<i>Mesophylla macconnelli</i>	8	0,81799591	$6,18 \times 10^{-4}$
<i>Platyrrhinus incarum</i>	22	2,249488753	$1,70 \times 10^{-3}$
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	2	0,204498978	$1,54 \times 10^{-4}$
<i>Uroderma bilobatum</i>	18	1,840490798	$1,39 \times 10^{-3}$
<i>Vampyriscus bidens</i>	5	0,511247444	$3,86 \times 10^{-4}$
<i>Artibeus anderseni</i>	3	0,306748466	$2,32 \times 10^{-4}$
<i>Artibeus glaucus</i>	2	0,204498978	$1,54 \times 10^{-4}$
<i>Artibeus gnomus</i>	13	1,329243354	$1,00 \times 10^{-3}$
<i>Artibeus lituratus</i>	62	6,339468303	$4,79 \times 10^{-3}$
<i>Artibeus planirostris</i>	264	26,99386503	$2,04 \times 10^{-2}$
<i>Artibeus obscurus</i>	51	5,214723926	$3,94 \times 10^{-3}$
<b>Familia Vespertilionidae</b>			
<b>Subfamilia Myotinae</b>			
<i>Myotis riparius</i>	3	0,306748466	$2,32 \times 10^{-4}$

## **4.4. RIQUEZA ESPECÍFICA**

### **4.4.1. Funciones de acumulación de especies**

El software @Species Accumulation calculó y comparó tres modelos matemáticos extrapolativos (De Clench, Exponencial y Logarítmico) de la adición de especies en función al aumento del esfuerzo de muestreo realizado, en este caso Red x Noche, siendo los valores de ajuste (LR) mostrados en la Tabla 4.5., siendo el de mejor ajuste la función de Clench con un número total de especies teóricas (TNS) de 40 representado por los valores de la asíntota mostrada en el Gráfico 4.5. siendo además todos los otros modelos graficados con fines comparativos.

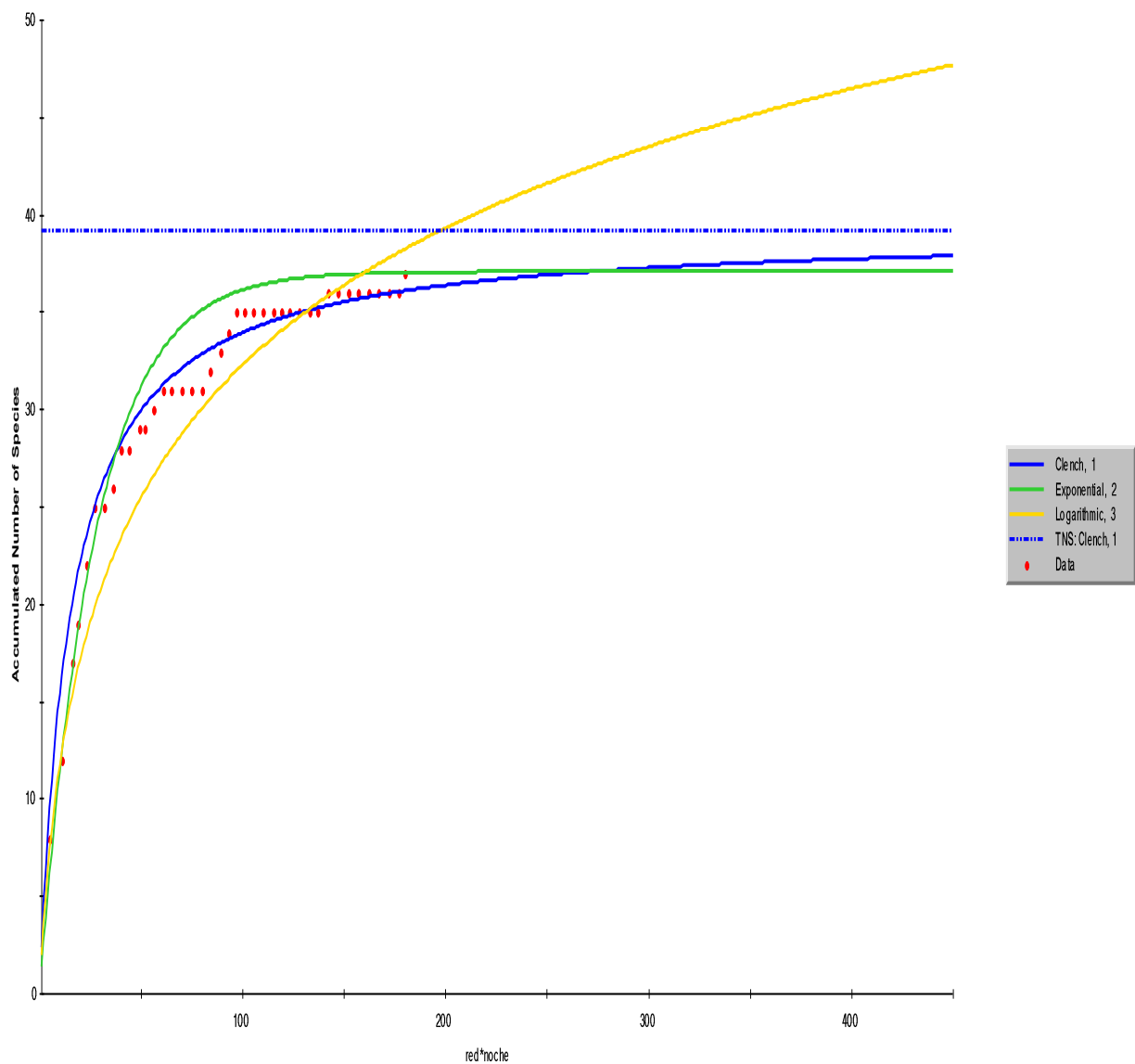
La curva de acumulación de especies basada en la función de Clench (Gráfico 4.6.) sugiere un nivel aceptable de eficacia en el muestreo, teniéndose que en las primeras 13 noches de muestreo se registraron 30 especies representando el 80% del total de especies reportadas, siendo necesarias 27 noches más para registrar las 7 especies restantes. La Tabla 4.6. muestra que a través de 40 noches se lograron registrar el 88,70% de especies siendo necesario, con un esfuerzo promedio similar, solo 18 noches más para lograr la adición de una sola especie y alcanzar el 90% del total de especies (42) predicho por el modelo. Los parámetros de la ecuación son:  $a = 1,421871$ ;  $b = 0,034087$  y asíntota  $(a/b) = 41,712$  con un coeficiente de correlación  $(r) = 0,99008$ . Solo la diferencia de 5 especies entre el valor calculado para la noche 642 por la asíntota y lo observado hasta la noche 40 muestra la alta representatividad alcanzada en el estudio frente al tiempo evaluado.

### **4.4.2 Métodos no paramétricos**

La Tabla 4.7. muestra los resultados obtenidos por el programa SpadeR (Chao et al., 2015) para el cálculo de la riqueza por medio de índices no paramétricos y sus intervalos de confianza, así como la representatividad de especies alcanzada en función a las 37 especies observadas, siendo la estimación de riqueza del índice de Jackknife 2 la más elevada, obteniéndose la menor completitud, al variar en 4 especies a la estimación realizada por los índices de Chao 1 y Chao 2, de los cuales en número de especies observadas es el más cercano al estimado. El Gráfico 4.7. muestra la riqueza estimada para cada uno los índices (triángulo central) y los valores máximo y mínimos del intervalo de confianza de cada estimador.

**Tabla 4.5: Valores obtenidos de los modelos de acumulación probados y el número total de especies estimado (TNS).**

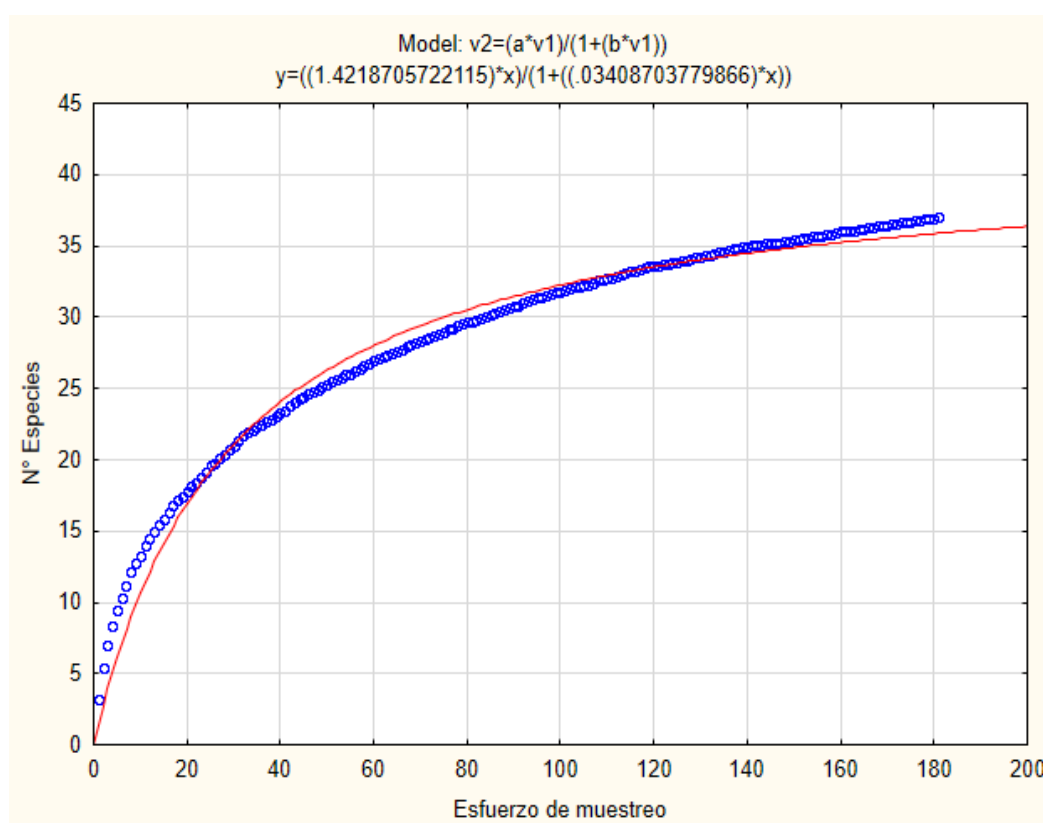
Modelo	"a"	"b"	TNS	LR
Clench	2,538189	0,064793	39,17391	1
Exponential	1,360704	0,036706	37,07048	0,00073
Logarithmic	2,15998	0,099998	---	$9,91 \times 10^{-7}$



**Gráfico 4.5: Curvas de acumulación basadas en los modelos de Clench (azul), Exponencial (verde) y Logarítmico (amarillo).**

**Tabla 4.6: Valores obtenidos del ajuste a la función de acumulación de Clench.**

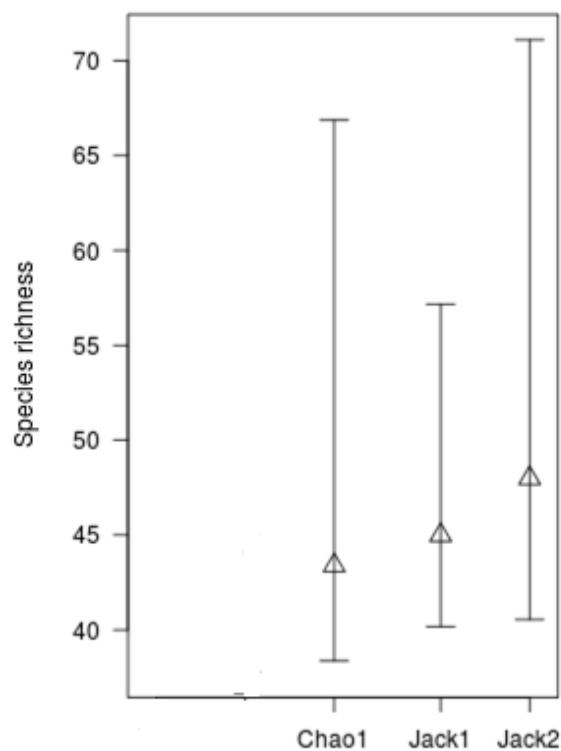
Modelo	Valor "a"	Valor "b"	Especies estimadas	Especies observadas	Proporción de especies registradas	Esfuerzo de muestreo (RedxNoche)	Esfuerzo necesario para el 90%
Clench	1,421871	0,034087	41,71294	37	88,70%	181	264,02



**Gráfico 4.6: Curva de acumulación basada en la función de Clench para las especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.**

**Tabla 4.7: Valores de riqueza obtenidos por estimadores no paramétricos y porcentaje de representatividad de especies alcanzado.**

Estimador	Valor	Error estándar	Límite inferior de CI	Límite superior de CI	Compleitud
Chao1	43,393	5,917	38,368	66,87	84,09%
Chao2	43,393	5,917	38,368	66,87	84,09%
Jackknife 1°	44,992	3,997	40,166	57,176	82,22%
Jackknife 2°	47,991	6,918	40,542	71,103	77,08%



**Gráfico 4.7: Valores de riqueza basados en los estimadores no paramétricos Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 y su intervalo de confianza respectivo.**

## 4.5. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE MURCIÉLAGOS

### 4.5.1. Índices de abundancia proporcional

Los resultados obtenidos del análisis de diversidad se presentan en la Tabla 4.8., los índices de Shannon ( $H'$ ), Simpson ( $D$ ), Diversidad a partir del índice de Simpson ( $1-D$ ) y Pielou ( $J$ ), así como el intervalo de confianza al 95% para cada uno (datos en paréntesis) fueron calculados en el software @PAST 2.17c a partir de datos como el número de especies ( $S$ ) y número de individuos ( $N$ ) obtenidos durante este estudio.

**Tabla 4.8: Índices de diversidad alfa estimados para la comunidad de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.**

S	N	Índice de Shannon ( $H'$ )	Diversidad de Simpson ( $1-D$ )	Índice de Simpson/ Dominancia ( $D$ )	Índice de Pielou ( $J$ )
37	978	2,421 (2,355-2,498)	0,8611 (0,8483-0,8723)	0,1389 (0,1277-0,1516)	0,6706 (0,6523-0,692)

El valor obtenido en el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) para la diversidad de especies de murciélagos de la zona, fue de 2,421 nit/individuo, un valor cercano a 2,5 el cual es considerado como medianamente diverso dentro de los rangos esperados, pudiendo alcanzar como valor máximo ( $H'$  max) en este caso, un valor de 3,61 si todas las especies ( $S$ ) estuviesen representadas por el mismo número de individuos ( $N$ ). Por su parte, el resultado de la diversidad de Simpson ( $1-D$ ) fue obtenido a partir del valor del índice de Simpson o grado de Dominancia ( $D$ ) calculado en 0,1389, el cual refleja un bajo nivel de dominancia presente en la comunidad resultando esto en un alto valor en su diversidad calculado en 0,8611 de un valor máximo de 1.

El índice de equidad de especies de Pielou ( $J$ ) resultante para la comunidad de murciélagos durante la totalidad del muestreo fue de 0,6706, siendo calculado a partir de un índice de Shannon – Wiener máximo ( $H'$  max) que toma como presunción, la igual abundancia relativa entre todas las especies, al incluir este parámetro, el índice de Pielou ( $J$ ) tiene una tendencia a cero conforme las abundancias relativas se vuelvan menos equitativas en la comunidad, considerándose el resultado obtenido como un valor de equidad medianamente alto.



## V. DISCUSIÓN

La elevada diversidad biológica presente en Madre de dios está relacionada a la evolución del clima y su relieve; en donde la aparición de elevaciones montañosas propias de la cordillera oriental y la faja subandina así como la división de la cuenca amazónica que dio lugar al llano amazónico inundable (GOREMAD-IIAP, 2009), crearon un gradiente altitudinal continuo de alta variabilidad climática permitiendo la presencia de cinco zonas de vida (Aybar-Camacho et al., 2017) del total de nueve presentes en la vertiente del atlántico y dieciséis registradas en el país, esta alta diversidad bioclimática está relacionada a la presencia de un piso basal y premontano (Lomolino, 2001) que sumado al gradiente de humedad existente en el departamento, dio lugar a una variedad de formaciones vegetales ante la cual procesos de adaptación y especialización hicieron posible altos valores de diversidad específica y la presencia de fauna endémica en el departamento (Pacheco et al., 2009).

La convergencia de estos factores ha suscitado un gran interés por la investigación de sus recursos y esto ha sido reconocido a través de la ley n° 26311 que la declara capital de la biodiversidad del Perú, sin embargo con el transcurso de los años los conflictos entre el hombre y la naturaleza han ido aumentando volviéndose necesario el estudio de los efectos de la modificación del paisaje sobre las especies y el análisis de escenarios futuros de no adoptarse planes de desarrollo sostenible en la región.

El departamento de Madre de dios cuenta con 8 518, 396 hectáreas (GOREMAD – IIAP, 2009), si bien el 44,62% está destinado a la protección de la diversidad bajo la modalidad de áreas naturales protegidas por el estado, estas son susceptibles al impacto causado en zonas adyacentes generado por el mal manejo en las actividades productivas; la estrategia regional para la diversidad biológica (GOREMAD, 2015) encontró entre las principales causas del cambio en el uso de los suelos y degradación de hábitats a la migración acelerada, el crecimiento poblacional y sobre todo a la existencia de políticas inadecuadas de gobierno, las cuales son incapaces de afrontar los impactos de la deforestación y contaminación en los ecosistemas.

Se estima que la tasa de deforestación en la región aumentó de un 0,03 % durante el periodo del 2000 a 2004 a un 0,14% al año 2011 y esta se encuentra principalmente localizada a lo largo de la carretera interoceánica (GOREMAD, 2015), la cual ha facilitado indirectamente el acceso a actividades involucradas con la fragmentación de hábitats como la tala ilegal y la minería aluvial (Naughton-Treves, 2004; Goldstein, 2015), las cuales fomentan la caza de animales silvestres para consumo alimenticio así como el aislamiento genético de las comunidades, al limitar su

distribución, esto sumado a la competencia generada por la introducción de especies exóticas es capaz de desencadenar la extinción de especies nativas menos tolerantes al impacto antropogénico.

Adicionalmente, la falta de un adecuado empleo de la gestión de ordenamiento territorial en el departamento ha sido causa del incremento de invasiones y el asentamiento de nuevas comunidades a lo largo de la carretera interoceánica, observándose la venta de lotes y la quema de pastizales para las actividades agropecuarias circundantes contribuyendo al incremento de la tasa de deforestación anual; el crecimiento urbano no planificado a lo largo de esta carretera a su vez conlleva al incremento de la contaminación de los ecosistemas, derivada del mal manejo de los residuos domésticos e industriales vinculados a las actividades de agricultura, acuicultura, pesca y minería informal.

En este contexto la ubicación colindante del fundo y vivero “El bosque” a la carretera interoceánica cobra especial importancia puesto que es uno de los últimos fragmentos de bosque dedicados a la conservación que es capaz de servir a manera de corredor a la fauna que cruza esta vía conectándola directamente con otras concesiones madereras y bosques como el de la zona de amortiguamiento de la RN. Tambopata, evitando el uso de los pastizales aledaños, a su vez la conservación de este bosque contribuye a proteger los bosques de terraza alta con castaña, de tan solo 0,84% de cobertura a nivel nacional (MINAM, 2015b), y de gran importancia económica, sin embargo, dada la capacidad de albergar recursos de importancia económica es que viene siendo invadido por cazadores y recolectores de castaña, así como madereros informales que toman ventaja de la falta de vigilancia del terreno.

La riqueza de especies encontrada en el área es alta y está relacionada al tiempo de muestreo empleado, con un esfuerzo de captura de 12948 metros de red por hora, equivalente a cinco redes abiertas desde el atardecer hasta medianoche por un periodo de cuarenta noches aproximadamente, se lograron determinar 37 especies correspondientes a 23 géneros, 11 subfamilias y tres familias; el estudio más cercano al sector Loboyoc fue elaborado por Zamora et al. (2010) en los sectores del Triunfo, Albergue y Palma, sin embargo solo el sector el Triunfo fue el más cercano a la carretera interoceánica pero al igual que los otros lugares ninguno se encontró adyacente a la misma, así como solo el sector Palma incluyó el tipo de cobertura correspondiente a bosques de terraza alta similar al evaluado en este estudio; con un esfuerzo de muestreo menor, se lograron determinar hasta 30 especies distribuidas en tres familias en total, el sector el Triunfo más cercano a la carretera interoceánica pero con una unidad de vegetación diferente registro solo 10 especies correspondientes a la familia Phyllostomidae, por su parte el

sector de La Palma registró 21 especies distribuidas en dos familias con un esfuerzo de muestreo mucho menor, equivalente a tres noches de evaluación tanto en estación húmeda como en seca.

Si bien el estudio de Zamora et al. (2010) presenta un número menor de especies al registrado en este estudio, cabe recalcar la mayor diversidad de hábitats evaluados y el menor esfuerzo de muestreo empleado, con tan solo siete días en época húmeda y ocho en época seca lograron un número cercano al registrado en este estudio, mostrando la importancia y necesidad de reevaluar la zona de estudio en época húmeda, al quedar de manifiesto la captura de un mayor número de especies en esta época e incluso de captura exclusiva según su estudio; adicionalmente la importancia de este estudio radica en mostrar especies potenciales que no fueron capturadas durante la evaluación pero que al encontrarse reportadas en zonas aledañas podrían ocurrir dentro del vivero y fundo “El Bosque” tales como *Phylloderma stenops*, *Platyrrhinus brachycephalus*, *Glossophaga commissarisi*, *Carollia benkeithi*, *Carollia manu*, *Eptesicus brasiliensis*, *Lasiurus ega* y *Noctilio leporinus*, aunque este último se asocia a fuentes de agua las cuales no están presentes dentro del fundo y *Sturnira luisi* ya no es considerada dentro del territorio nacional según Sánchez y Pacheco (2016).

Otros estudios que abarquen la diversidad de murciélagos fuera de las ANPs incluyen los elaborados en concesiones privadas de conservación como el elaborado por Emmons et al. (1994a) quienes estudiaron la riqueza de mamíferos presente en Explorer’s Inn Research y tras incluir evaluaciones previas en cuanto a diversidad de quirópteros, reporto un total de 38 especies mientras que en un estudio realizado en la concesión Los amigos, se registraron a lo largo de 30 noches y un esfuerzo de 710 red-hora, un total de 33 especies (Bravo et al., 2008), siendo en su mayoría registradas en colpas (26 especies frente a 18) demostrando que estos lugares congregan incluso especies del dosel adyacente como *Chiroderma salvini*, *Uroderma magnirostrum*, *Sphaeronycteris toxophyllum* y *Vampyressa pusilla* (Bernard, 2001), las cuales son especies potenciales en el fundo “El Bosque” y podrían ser capturadas tras continuos muestreos sobre la colpa presente en el área de estudio; posteriormente Bravo et al. (2010) incrementa el listado a 47 especies con 2005 red-hora de esfuerzo.

Por su parte, dentro de las áreas naturales protegidas por el estado (ANPs) los estudios sobre diversidad son variados ya sea en esfuerzo como en número de especies registradas; sin embargo, la mayor riqueza de especies registradas corresponde al Parque Nacional del Manu que actualmente cuenta con 92 especies de quirópteros, listados por Solari et al. (2006), esta alta diversidad es producto de los continuos inventarios que comenzaron con Terborgh et al. (1984) y Ascorra et al. (1991) quienes reportaron 44 especies, iniciando un monitoreo continuo hasta la actualidad recopilado detalladamente en Patterson et al. (2006), Así como al gradiente altitudinal

presente en la zona con 350msnm en Pakitza y la hacienda Erika en el río Alto Madre de Dios hasta los 3625msnm en la localidad de Tres cruces en Paucartambo; originando una gran diversidad de hábitats además de su buen estado de conservación, lográndose así registrar dentro del parque la mitad de las especies de murciélagos reportadas a nivel nacional.

En el área de influencia del PN. Bahuaja Sonene, Emmons y Romo (1994) listaron para la parte alta de los ríos Tambopata y Távares 30 especies de murciélagos, posteriormente Emmons et al. (2002) compararon la diversidad de mamíferos reportada en estudios previos en el Santuario Nacional Pampas del Heath con otras áreas protegidas como Cocha Cashu y Pakitza dentro del PN. del Manu y la Colpa de Guacamayos en la RN. Tambopata encontrando los valores más altos (53 especies) para el área del PN. del Manu; 36 especies en Tambopata y finalmente 31 y 27 especies en dos evaluaciones realizadas dentro del SN. Pampas del Heath, siendo este listado actualizado con Medina et al. (2016b) quienes reportaron 29 especies, siendo algunas de estas especies primeros registros para el país; a pesar de que ninguno de los inventarios en las Pampas del Heath por sí solos supera la riqueza encontrada en el fundo “El bosque”, se estima que la compilación de los estudios tanto en la RN. Tambopata, como en el SN. Pampas del Heath en el PN. Bahuaja Sonene superaría este número ampliamente (Montoya et al., 2015; SERNANP, 2011; SERNANP, 2014; INRENA, 2003).

Los recientes estudios en el PN. Alto Purús (Mena y Germaná, 2016; Pitman et al., 2013) aún son insuficientes y esto debido a la inaccesibilidad de su vasto territorio, el cual sigue conteniendo áreas con grandes vacíos de información en cuanto a su diversidad, habiéndose publicado solo dos estudios acerca de la diversidad de murciélagos presente en el parque; Ruelas et al. (2018) estudiaron la diversidad presente en la Concesión para Conservación Río La Novia (CCRLN) en el departamento de Ucayali registrando 30 especies y tres registros ocasionales, añadiendo cuatro nuevos registros desde el listado de 56 especies recopilado por Voss y Emmons (1996) en la zona de Balta, en el mismo departamento, siendo necesarios aún estudios en la cuenca baja del río Purús y dentro del área correspondiente al departamento de Madre de Dios, en la frontera con Brasil, ambos colindantes con el parque estatal Chandless, uno de los más extensos en el estado de Acre, los cuales podrían revelar nuevos registros para el país; a su vez se recomienda, tanto en estos estudios como en el elaborado en el vivero y fundo “El Bosque” el empleo de metodologías efectivas para el registro de especies de dosel o elusivas a la red de niebla (registros acústicos), las cuales podrían alcanzar hasta en un 100% a las registradas con la metodología estándar dentro de este estudio según lo estimado por Voss y Emmons (1996).

Finalmente, la RC. Amarakaeri en su plan maestro (INRENA, 2009) reportó solo una especie de murciélago, sin embargo se estima un total de 99 especies de mamíferos aunque los inventarios

de diversidad aun no estén completos (Galvin y Thorndahl, 2005), evidenciando aún la necesidad de mayores estudios; a pesar de esto se concluye que la diversidad presente en las ANPs es mucho mayor a la registrada en el fundo y vivero “El Bosque”, dada la gran diversidad de hábitats que contemplan y el empleo de planes de manejo, monitoreo y conservación continuos, de los cuales carece la zona de estudio.

Cabe resaltar la presencia de registros notables en el área de estudio, *Peropteryx pallidoptera* actualmente ha sido reportada en los países de Colombia, Ecuador, Perú y el nordeste de Brasil (Simmons et al., 2005; Hood y Gardner, 2008; Lim et al., 2010; McDonough et al., 2010; De Castro et al., 2012; Suarez-Castro et al., 2012; Tirira, 2012; Morales-Martínez, 2013; Mikalauskas et al., 2014), sin embargo en el país solo se tienen registros en el departamento de Loreto (Lim et al., 2010; Medina et al., 2015) aunque este último cercano al departamento de Ucayali, sugiriendo una distribución cercana a este, en este estudio se muestra la quinta localidad de registro y se confirma su distribución en el sur del país y por primera vez en el departamento, aumentando en 820 km su distribución al sur desde el último registro en el P.N. Sierra del Divisor (Medina et al., 2015).

Adicionalmente, dos ejemplares de *Peropteryx leucoptera* fueron capturados durante la evaluación, esta especie cuenta con registros previos en la zona de Aguas calientes – Shintuya (Solari et al., 2006) y la reserva Cuzco Amazónico (Woodman et al., 1991) en el departamento de Madre de Dios, el reporte efectuado en este estudio incrementa 330 km al noreste del registro hecho por Solari et al. (2006) en el P.N. Manu.

Designar especies como en peligro o amenazadas de extinción requiere un amplio entendimiento de la historia natural de las especies, y sobre todo de los factores ecológicos que determinan el tamaño y la densidad de las poblaciones (Brussard, 1991) de lo cual se desprende su capacidad de adaptabilidad al cambio en la composición de los paisajes; actualmente los mamíferos abarcan un 16,5% del total de la fauna amenazada del país con 92 especies de las cuales solo el 66% ha sido reportada dentro de áreas protegidas por el estado y un 1% en áreas privadas (MINAM, 2019), restando un total de 30 especies (33%) que aún necesitan protección de su hábitat; dentro de este grupo solo 17 especies corresponden al orden Chiroptera (SERFOR, 2018) representando el 18,47% del total de mamíferos categorizados a nivel nacional, si bien en el área de estudio no se detectó ninguna especie bajo categorización ya sea nacional o de CITES.

Bajo los criterios de la UICN en su mayoría las especies se encontraron bajo la categoría de preocupación menor, teniendo solo a tres en diferentes categorías; *Hsunycteris pattoni* (Woodman y Tim, 2006) y *Peropteryx pallidoptera* (Lim et al., 2010) se encontraron en el grupo de Datos

insuficientes, este criterio suele estar asociado a especies de creación reciente, sin embargo en este caso está asociado a la falta de investigación en estas especies debido a su baja tasa de captura en los inventarios, esto es debido principalmente a la metodología empleada, puesto que podrían considerarse raras en un inventario con redes de neblina sin embargo, los murciélagos insectívoros suelen ser comunes en inventarios acústicos (Sampaio et al., 2003).

Finalmente, *Vampyrum spectrum* fue el único clasificado como casi amenazado (NT) lo que significa que en un futuro cercano podría considerarse dentro de categorías superiores de amenaza, esto debido a que dado sus hábitos alimenticios (Gardner, 1977) suele ocurrir en bajas densidades a través de su distribución, con grupos familiares pequeños que consisten en una pareja reproductiva y su descendencia, teniendo una tasa reproductiva baja (Reid, 2009) y la amenaza de destrucción de su hábitat.

Durante este estudio no se logró registrar ninguna especie endémica del país, esto es debido a que las zonas de mayor concentración de endemismos en el Perú están ubicadas en los ecosistemas transicionales presentes al lado oriental de la cordillera de los andes y de mayor elevación geográfica como lo encontrado en bosques montanos (Da Silva et al., 2005; Pacheco et al., 2007; Pacheco et al., 2009; Mena et al., 2011).

Root (1967) definió el termino gremio como un grupo de especies con modo de alimentación, hábitat y dieta similares, notándose la importancia de una delimitación estricta de la dieta de las especies en esta clasificación, sin embargo es bien conocida la capacidad de tener una dieta flexible en murciélagos (Gardner, 1977), complementándola en función a la estacionalidad y disponibilidad de los recursos, es por esto que actualmente la dieta ya no es considerada en la clasificación de gremios (Denzinger et al., 2016) dado que el comportamiento de forrajeo y el tipo de ecolocación usado son influenciados por el tipo de hábitat y no por el tipo de presa, lo cual conlleva a adaptaciones similares en los sistemas sensitivos y motores al encontrarse bajo las mismas restricciones ecológicas, según esta clasificación se reconocieron siete gremios, sin embargo solo fueron registrados en este estudio cuatro.

El gremio trófico con el menor número de especies fue el de forrajeadores recogedores activos de espacio angosto, esto es debido a ser uno de los menos estudiados, considerándose solo a la especie *Micronycteris microtis* valida dentro de este gremio (Denzinger y Schnitzler 2013), esta estrategia consiste en la captura de la presa mediante el uso exclusivo de la ecolocación, esta especie busca insectos sobre la superficie de las hojas detectando el eco intermedio producido por la presa entre el fondo de vegetación; este comportamiento solo ha sido demostrado en esta especie, pero se sugiere que pueda ser reconocido en otras especies del género.

El gremio correspondiente a forrajeadores aéreos de espacio de borde por su parte abarco dos familias (Emballonuridae y Vespertilionidae) con 3 y 1 especies respectivamente siendo todos de dieta insectívora (Gardner, 1977); lo cual está relacionado a los espacios en los que fueron capturados, siendo todos claros dentro de bosque, ante lo cual es necesario reconocer ecos de potenciales presas y maniobrar a la vez su vuelo rápido a fin de evitar colisionar con estructuras del bosque.

Los forrajeadores recogedores pasivos de espacio angosto conformaron el segundo gremio más abundante, abarcando en su mayoría murciélagos que se alimentan de otros vertebrados, sin embargo pueden presentar también una dieta insectívora, algunos autores han llamado a esta combinación como animalívoros a manera de referencia a la subfamilia Phyllostominae (Mena, 2010) que los contiene en su mayoría, estos murciélagos usan la ecolocación para evitar la colisión con el fondo del bosque, sin embargo dependen de los sonidos emitidos por la presa para poder localizarla con precisión, e incluso bajo ciertas condiciones de luz, también son capaces de usar el sentido de la visión (Denzinger y Schnitzler 2013), *Vampyrum spectrum*, la especie de murciélago más grande de las Américas es un claro ejemplo, el cual fue capturado en este estudio, pudiéndose evidenciar sus adaptaciones a hábitos carnívoros.

Finalmente el gremio más abundante correspondió a los forrajeadores recogedores activos/pasivos de espacios angostos con 24 especies, los cuales suelen tener una dieta frugívora y nectarívora, siendo la primera la predominante, según Denzinger y Schnitzler (2013) son capaces de usar la ecolocación para diferenciar los ecos provenientes del fondo (del cual su alimento es parte) así como guiarse de los olores de los frutos y flores en la forma pasiva; adicionalmente Sampaio et al. (2003) demostraron un uso diferenciado del estrato vertical del bosque por los murciélagos sin embargo concluyen que no es tan estricto entre las especies como en otros ordenes, producto de esto desarrollaron una clasificación basada en la preferencia de forrajeo de murciélagos frugívoros en un determinado estrato, dividiéndolos en frugívoros de dosel y sotobosque, lo cual solo podría expresar el lugar con mayor éxito de captura o el de mayor esfuerzo de captura empleado.

Los murciélagos del género *Artibeus* son considerados frugívoros de dosel (Bernard, 2001; Sampaio et al., 2003), sin embargo también pueden ser capturadas aunque en menor frecuencia a nivel de sotobosque, como fue el caso, en este estudio, de las especies *A. lituratus*, *A. gnomus* y *A. obscurus* que fueron capturadas a pesar de que solo se emplearon redes a nivel de sotobosque, demostrando la flexibilidad del género ante el uso del estrato vertical del bosque, esto puede estar primordialmente influenciado por el hábito de las plantas sobre las que forrajea y el nivel de incidencia de luz que tengan para crecer dentro del bosque; adicionalmente otras especies

clasificadas de dosel por los autores fueron *Chiroderma trinitatum* y *Chiroderma villosum*, también registradas en el fundo “El bosque” pero con una menor incidencia.

La importancia de la asignación de las especies en gremios radica en la determinación de patrones dentro de la estructura de la comunidad que permitan reconocer adaptaciones similares (Dezingher y Schnitzler, 2013) correspondientes a hábitats semejantes, a través de relaciones entre la ecolocación, el modo de forrajeo y los hábitos alimenticios; permitiendo entender los factores que influyen la organización de las comunidades en ambientes altamente diversos como la Amazonia, la cual es capaz de ofrecer una vasta cantidad de recursos ante la cual las especies responden con un alto grado de especialización.

Todos los gremios excepto el II estuvieron conformados por murciélagos de la familia Phyllostomidae, siendo las especies asociadas a una dieta particular en base a lo descrito en Gardner (1977) y revalidado por observación directa del contenido fecal de los murciélagos capturados; en consecuencia a esto se observaron muchas especies conviviendo en simpatria y pertenecientes al mismo gremio, como en el caso del grupo VII en el que se encuentran en su mayoría murciélagos frugívoros de la subfamilia Stenodermatinae, que para evitar la competencia entre las especies por los mismos recursos, estas deben diferir en las dimensiones de su nicho (Dezingher y Schnitzler, 2013) es decir, deben variar los recursos que consumen y/o la manera en la que los aprovechan, por ejemplo muchas especies de esta subfamilia son frugívoros, con preferencias sobre los frutos de Moraceas y Cecropiaceas sin embargo la especie *Sturnira lilium* prefiere frutos de la familia Solanaceae sin embargo es capaz de alimentarse de hasta 28 familias y 83 especies de plantas (Mello, 2006), sin embargo también se ha observado la alteración de los patrones reproductivos en especies simpátricas de stenodermatinos (Autino y Barquez, 1994).

Respecto a la metodología de captura, es bien conocida la influencia del clima sobre la posibilidad de éxito en el registro de especies, de modo tal que MINAM (2015a) recomienda ampliamente el inventariado de fauna para una localidad en al menos dos temporadas del año, durante la estación seca y húmeda ambas determinadas en función de los niveles de precipitación, y considerando una diferencia de al menos tres meses entre ambas; a su vez recomienda un esfuerzo de muestreo de al menos cinco días continuos por unidad de vegetación, con la finalidad de alcanzar el registro del 50% o más de la riqueza presente, ante esto se recomienda ampliamente la necesidad de realizar una segunda evaluación en la temporada húmeda dentro del vivero y fundo “El Bosque” con la finalidad de detectar especies que se vean afectadas por la estacionalidad, comparando y sumando las listas generadas, a fin de crear un inventario más completo en la zona.



Respecto al tiempo de evaluación, no se concuerda con lo recomendado en la guía nacional de inventario de fauna silvestre MINAM (2015a), puesto que para efectos de este estudio, solo se requirió seis noches para alcanzar la mitad de las especies aquí reportadas con la mitad del esfuerzo de muestreo sugerido, es decir, si se hubiese usado 10 redes de niebla como número mínimo de unidad muestral por noche de muestreo como es establecido en dicha guía, sólo hubiesen sido necesarias tres noches de evaluación de acuerdo a los cálculos de la curva de acumulación de especies, concluyendo que es necesario analizar otros factores al momento de realizar la metodología como la disponibilidad de personal entrenado disponible, sin embargo si es recomendada la disposición de las redes en diferentes transectos aunque la distancia entre una y otra debe ser analizada en base a la observación in situ de lugares de posible tránsito y/o refugios.

Otra consideración válida en cuanto a la evaluación de murciélagos incluye el tipo de ecosistema a investigar, en este caso el vivero y fundo “El Bosque” se encuentra en zona de selva baja, en base a esto se escogió la metodología de captura por redes de niebla a nivel de sotobosque (Kunz y Parsons, 2009) aunque su uso limita el registro a la familia Phyllostomidae (Voss y Emmons, 1996), es por esto que es recomendado el uso complementario de redes a nivel de dosel así como el registro acústico que permitan analizar la estratificación vertical de las especies dentro del bosque (Bernard, 2001; Kalko y Handley, 2001; Marques et al., 2016), y de manera opcional el uso de trampas arpa (Hoffmann et al., 2010) en espacios cercanos a refugios, de limitada extensión, esto debido a que está demostrado que el empleo de diversas metodologías y la estacionalidad tienen implicancias en la detectabilidad de ciertos grupos de murciélagos (Meyer et al., 2011).

Otra metodología complementaria que puede ser empleada dentro del fundo es la búsqueda de refugios, la cual consiste en la observación del sotobosque de cavidades que puedan servir de lugar de descanso durante el día, siendo en selva, los troncos huecos y las “tiendas” elaboradas con hojas los más frecuentes (Kunz et al., 2003), siendo estas verificadas mediante perturbación directa con la finalidad de realizar colectas manuales o a través del uso de redes de niebla que permitan la determinación de las especies ocupantes; lo cual se puso en práctica de forma secundaria durante la evaluación del vivero forestal y fundo “El Bosque”, registrándose dentro del vivero refugios basados en la ocupación de construcciones abandonadas, como casas de madera y pozos de antiguo almacenamiento de agua en los que fueron detectados individuos de *Carollia perspicillata*, mientras que en el fundo se detectó el uso de un tronco de “Renaco” (*Ficus* sp.) de aproximadamente 8 a 10 metros de altura, como refugio de un grupo de individuos de *Saccopteryx bilineata*.

Respecto a la cuantificación del esfuerzo de muestreo, este debe darse en función a la metodología empleada, e indicando sus unidades, a fin de poder ser comparados con otros estudios, sin embargo, la metodología de captura de murciélagos a través de redes de niebla emplea diversas unidades a fin de expresar este esfuerzo (Straube y Bianconi 2002), suele recomendarse medir el esfuerzo en base al número de redes abiertas durante una noche (MINAM, 2015a) expresándose el esfuerzo en unidades red-noche, sin embargo esta unidad contempla solo redes estándares de 12 m de largo x 2,5 m ancho, y no especifica las horas evaluadas, las cuales pueden abarcar de seis a doce horas (Trevelin et al., 2017), a esto se suma la necesidad del empleo de diversos tamaños de red en función al hábitat evaluado así como las marcas disponibles en el mercado, ofreciéndose tamaños desde los 2,5 x 2,5 m hasta los 30m de largo, con 2,5 o hasta 3 metros de alto, siendo su combinación contraproducente si se desea estandarizar una unidad de muestreo de tamaño específico, a su vez, la variabilidad del tamaño de apertura de malla puede influenciar en la tasa de captura y generar una selectividad hacia determinadas especies (Piratelli, 2003).

A su vez la importancia de la cuantificación del esfuerzo de muestreo recae en su influencia en la medida de la abundancia relativa de las especies, siendo por tanto imperante la necesidad de estandarizar un método que permita comparar estudios en base a ellos, este estudio emplea y sugiere el uso del cálculo para el esfuerzo de muestreo propuesto por Straube y Bianconi (2002) el cual considera una unidad de esfuerzo expresada en “ $m^2 \times h$ ” que contempla el cálculo del área de la red en base a sus dos dimensiones (largo y altura) y el número exacto de horas que permanecen abiertas, sin embargo, al no ser esta una unidad común para la presentación de los datos de esfuerzo, es que la Tabla 4.3. muestra el esfuerzo de muestreo empleado expresado en metros (m) y metros cuadrados ( $m^2$ ) de red, así como el número de horas evaluadas durante cada noche de evaluación a fin de que puedan ser convertidos a las unidades de mejor conveniencia según el criterio de cada investigador.

La riqueza de especies según Gotelli y Colwell (2011) casi sin excepción no puede ser medida precisamente ni directamente estimada por observación porque el número de especies observado en campo suele ser una estimación sesgada de la riqueza total presente en la comunidad, producto de esto surgen diversas metodologías para corregir este sesgo en la estimación de la riqueza sin embargo ignoran o abordan de forma parcial los problemas que surgen durante el muestreo comprometiendo la eficacia de los resultados obtenidos por estos estimadores.

El componente de riqueza específica dentro de la diversidad alfa puede calcularse mediante diversos métodos (Moreno, 2001) entre los que destacan los métodos paramétricos, que no ajustan los datos obtenidos a modelos matemáticos como si lo hacen las funciones de acumulación de

especies que usan distribuciones de la abundancia o la incidencia para estimar el número de especies no detectadas en la muestra representadas como una asíntota, a diferencia de la rarefacción que solo ajusta los datos de las diferencias entre el número de individuos y el número de muestras.

En este estudio se calculó el ajuste de los datos a las funciones de acumulación Logarítmica, Exponencial y De Clench resultando el mejor ajuste a la última de estas, la cual asume que mientras más especies se registren al ensamble, más rápido crecerá la curva hasta llegar a tener un ensamble con algunas especies comunes y muchas otras raras, siendo a partir de entonces el crecimiento de la curva más lento, esto debido a que la mayoría de los individuos muestreados representaran a las especies comunes ya registradas siendo necesario un esfuerzo de muestreo mayor para detectar a las especies raras, es decir la curva aumenta monotónicamente con una desaceleración en su pendiente (Soberón y Llorente 1993; Jiménez-Valverde y Hortal 2003; Ugland et al., 2003; Colwell et al., 2004; Gotelli y Colwell 2011).

La mayoría de inventarios de murciélagos neotropicales registrados en la literatura abarcan un buen porcentaje del total de la riqueza estimada para estos estudios, Sampaio et al. (2003) estima que un 70 a 80% de la riqueza suele ser calculada en aproximadamente las 30 primeras noches o un esfuerzo de captura de 1000 m-red x hora, o un equivalente de 1000 individuos capturados (Magurran y McGill, 2011), siendo difícil hacer estimaciones acertadas por debajo de estos umbrales; lo cual concuerda con lo encontrado en este estudio, para el cual se registró el 88,70% de las especies con 40 noches de muestreo y 978 individuos capturados que representan 37 de las 42 especies predichas, siendo según la gráfica, alcanzado el 50% de las especies en los primeros 6 días de evaluación, mientras que el 80% representado por 30 especies se registró tras solo 13 noches, siendo necesarias 27 noches más para registrar las 7 especies restantes del total de este estudio y que con un esfuerzo promedio similar de solo 5 redes-noche, 18 noches más eran necesarias para lograr la adición de una sola especie lográndose alcanzar así el 90% del total de especies predicho por el modelo de Clench.

Respecto al desempeño de las curvas extrapolativas en cuanto a la estimación de la riqueza se tiene que el número de individuos que deben ser muestreados para alcanzar la asíntota se vuelve demasiado grande, siendo acentuado esto en los ecosistemas tropicales de alta diversidad con muchas especies raras u ocasionales (Xuan-Mao y Colwell 2005; Chao et al., 2009) volviéndolos poco prácticos, adicionalmente la riqueza observada es influenciada por el área efectiva que es muestreada así como el número de individuos analizados, siendo por tanto no recomendados como estimadores de riqueza, sugiriendo usar una intrapolación de los datos muestreados (o rarefacción) a efectos comparativos (Colwell et al., 2004), sin embargo dada la valiosa

información obtenida por las funciones de acumulación en cuanto al esfuerzo estimado para obtener un porcentaje de completitud, es que estas fueron preferidas sobre los métodos de rarefacción en este estudio.

Las limitaciones de los métodos paramétricos impulsaron el desarrollo de los estimadores no paramétricos de riqueza, los cuales no son restringidos a asunciones en la distribución de la abundancia de las especies ni requieren el ajuste de los datos a determinados modelos matemáticos (Chao, 2005), la estimación de la riqueza hecha por estos estimadores está basada en el principio de que a través de las abundancias de las especies más raras o sus frecuencias estas pueden ser usadas para estimar las frecuencias de las especies no detectadas, siendo los más importantes los estimadores de Chao 1 (basado en abundancia), Chao 2 (basado en incidencia) y los estimadores de Jackknife de primer y segundo orden, los resultados de estos estimadores muestran los valores más bajos para Chao 1 y Chao 2 con 41 especies, resultado similar al sugerido de 42 especies por la función de acumulación de Clench; mientras que los valores calculados por los estimadores Jackknife resultaron superiores con 45 y 47 especies indicando una menor completitud en el muestreo realizado.

Con la finalidad de comparar la precisión y la eficacia de estos estimadores de riqueza, se tuvo en cuenta la necesidad de obtener valores no sesgados, ante esto diversos autores (Colwell y Coddington, 1994; Brose et al., 2003; Brose y Martínez, 2004; Hortal et al., 2006) concluyen que el estimador Chao 1 y Chao2 son unos de los menos sesgados, seguido de los estimadores de Jackknife debido a que no son grandemente afectados por la escala espacial en la que se realizó el muestreo, sin embargo, se observó el alto valor del error estándar obtenido tanto para Chao 1 como para Chao 2 lo cual se reflejó en la amplitud del intervalo de confianza, alcanzando en su límite superior estimaciones de riqueza de 66,87 especies, valores sumamente altos considerando que esta estimación se realizó en base a una sola época de muestreo (seca) con un muestreo dirigido a especies principalmente de la familia Phyllostomidae, siendo necesario el uso de metodologías alternas para poder registrar otras familias potenciales en la zona que puedan permitir alcanzar valores cercanos a estos valores límite.

En base a los resultados del error estándar, se concluye que las estimaciones de sus límites superiores seguirían siendo sobreestimadas según Chiu et al. (2014) quien encontró que existe un rango muy limitado de suficiencia de tamaño de muestra en la que estos estimadores funcionan correctamente, teniendo que a diferencia del resto, sus estimaciones no mejoran a medida que se incrementa el tamaño de muestra, siendo el valor de Jackknife 1° el de menor sesgo, con un número estimado de 45 especies; adicionalmente se tiene que este muestreo cumplió con el requisito de suficiencia de tamaño de muestra recomendado en alrededor de 1000 individuos o

más (Magurran y McGill, 2011), y considerando el valor promedio de los estimadores se tiene una completitud en el muestreo máxima de 84,09% para lo predicho en Chao1 y Chao 2, mientras que con los estimadores de Jackknife fueron solo de 82,22% y 77,08% respectivamente, en general todos los estimadores calculan como mínimo al menos la presencia de 7 a 11 especies más para el vivero forestal y fundo “El bosque”.

Si bien el estimador Chao 1 fue derivado como un estimador asintótico mínimo (Chao, 1984) lo cual podría explicar las diferencias entre las estimaciones de la riqueza hechas por los estimadores de Jackknife, es necesario tener en cuenta que a estos estimadores en general suelen abordar solo el límite inferior de la riqueza de especies siendo necesario en algunos casos analizar sus resultados tomando en cuenta los valores del intervalo de confianza, a su vez el nivel de imprecisión se ve reflejado mediante el aumento o disminución del error estándar, el cual en este estudio se estimó en valores entre 3,9 y 6,9.

Los estimadores Chao 1 y 2 adicionalmente contemplan una “regla de detención” bajo la que se rigen sus estimadores, la cual consiste en la no existencia de especies nuevas en un inventario cuando en este todas las especies están representadas por al menos dos individuos (Gotelli y Colwell, 2011) mientras que los estimadores de Jackknife reducen el sesgo eliminando subconjuntos de datos y recalculando el estimador con la muestra reducida según un orden predeterminado, teniendo así que Jackknife de primer orden depende solo de las especies encontradas en una sola muestra (uniques) y Jackknife de segundo orden solo de los uniques y duplicates (especies encontradas en dos muestras).

La proximidad entre los valores arrojados por los estimadores Chao y los valores asintóticos de riqueza son definidos según Colwell (2013) en base a si la muestra es lo suficientemente grande, sugiriendo un método para calcular la suficiencia en el tamaño de muestra basado en que las proporciones de singletons (Chao 1) o uniques (Chao 2) deben ser menores al 50% en comparación con el número total de individuos o de incidencias ocurridas, en este estudio se obtuvieron 8 uniques/singletons y 5 duplicates/doubletons en 978 individuos, logrando superar el porcentaje sugerido de suficiencia del tamaño de muestra, al presentar el 21,62% de sus especies como registros de especies únicas.

Según Magurran (1988) existen tres categorías de índices de diversidad, los que miden la riqueza de especies, la abundancia de las especies y los que se basan en la abundancia proporcional de las especies, estos últimos enfatizan el grado de dominancia o equidad presentes en una comunidad, en este estudio se analizaron el índice de Shannon – Wiener, Pielou y de Simpson.

El resultado de la diversidad (1-D) fue obtenido a partir del índice de Simpson (D), el cual representa el valor del grado de dominancia en una comunidad, siendo calculado para este estudio en 0,1389 mostrando un valor de dominancia bajo en la comunidad de murciélagos del vivero forestal y fundo “El Bosque” pero que no permite un equilibrio total en el ensamble estudiado, esto se debe principalmente a la abundancia de las especies *Artibeus planirostris* y *Carollia perspicillata*, las cuales se mantienen en un rango entre 175 a 275 individuos registrados en el muestreo, representando la suma de sus abundancias el 45,50% del total de individuos capturados durante el muestreo, separándose ampliamente de las abundancias reflejadas por las especies intermedias, *Carollia brevicauda*, *Phyllostomus hastatus*, *Sturnira tildae*, *Artibeus lituratus* y *Artibeus obscurus* las cuales se mantienen en un rango de 100 a 50 individuos; y aun mucho más distantes de la mayoría de especies capturadas (cerca del 81% del total) que mantuvieron abundancias no mayores a 25 individuos, siendo esto un patrón común en bosques con perturbación antrópica en la amazonia (Klingbeil y Willing, 2009) en los que dominan especies frugívoras y nectarívoras (Clarke y Warwick, 2001) generalistas, asociadas a especies vegetales pioneras en una sucesión.

La diversidad se vio influenciada por el resultado del índice de Simpson el cual determinó una baja probabilidad de que si dos individuos fueran extraídos al azar sin reposición, pertenecieran a la misma especie (dominante) dando lugar a un alto valor en su diversidad calculado en 0,8611, y determinado por su cercanía al valor de 1, de un valor máximo estimado en 0,9729 de un rango que va desde 0 a  $1 - 1/S$  (Magurran, 1988; 2004), resaltando que esta diferencia entre el valor calculado y el máximo estimado se debe a que la comunidad no se encuentra en un estado total de equidad dado que si hay presencia de dominancia en la comunidad sin embargo está representada por solo dos especies mientras que la gran mayoría presentan abundancias relativamente cercanas disminuyendo los resultados de “D” altamente sensibles a las especies dominantes, que si bien en este estudio fueron pocas, sobrepasan ampliamente a las especies raras.

El valor obtenido en el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) para la diversidad de especies de murciélagos presentes en la zona de estudio, fue de 2,421 nats/individuo (calculado mediante logaritmo en base  $e$ ), el cual es considerado como medianamente alto si se considera que este índice puede tomar valores hipotéticos de 5 (Krebs, 1989), este índice mide el grado de incertidumbre para predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar dentro de la muestra, de modo que valores bajos que bordean el 0 indican la no incertidumbre por la presencia de una sola especie, en el caso de estudio se estimó un valor máximo ( $H'$  max) de 3,61 si todas las especies ( $S$ ) estuviesen representadas por el mismo número de individuos ( $N$ ), es decir exista una máxima equidad.

El cálculo del valor máximo posible para un conjunto de datos de un índice determinado cobra importancia al permitirnos calcular la equidad presente en una comunidad por medio de la proporción obtenida al comparar estas estimaciones, la cual según Magurran (1988) decrece a cero conforme las abundancias relativas sean menos equitativas, los resultados obtenidos en este estudio para el índice de equidad de especies de Pielou (J) fue de 0,6706, el cual fue calculado a partir de un índice de Shannon – Wiener máximo ( $H'$  max) y se consideró al resultado obtenido como un valor de equidad medianamente alto; a su vez cabe resaltar que basta con la adición de una sola especie rara, para que el valor de este índice cambie mostrando ser susceptible al número de especies contempladas en el estudio (Peet, 1975).

Dada la presencia de la carretera interoceánica sur como eje vial principal de comunicación entre la capital del departamento, Puerto Maldonado y el territorio nacional como regional además de ruta fronteriza con los países de Brasil y Bolivia, resulta evidente la importancia de su construcción sin embargo son escasos los trabajos que hablen de sus efectos sobre la fauna local (Dourojeanni, 2006).

La principal y más resaltante consecuencia de la existencia de la carretera interoceánica sur es la generación de un borde dentro del ecosistema; el cual es definido como el área de contacto entre dos hábitats donde la tasa de cambio ecológico es más alta (Fortin 1994), y es equiparable al concepto de ecotono, límite entre dos comunidades o estadios sucesionales distintos (Risser 1995); por otro lado, la clasificación de un efecto de borde creado por el hombre, como algo positivo o negativo implica tener en cuenta varios factores simultáneamente como la escala y el contexto del paisaje tratado, la coyuntura socioeconómica, la urgencia de la conservación ecológica, los objetivos de la gestión ambiental y, la vulnerabilidad de los ecosistemas bajo un contexto espacio-temporal explícito (Dourojeanni et al., 2009), sin embargo generalmente el aumento de la extensión de los bordes en el hábitat también implica una mayor fragmentación de los hábitats incrementando la dificultad en el desplazamiento de las especies entre fragmentos (Lidicker, 1999), incrementando la mortandad de fauna.

Con la finalidad de complementar los resultados estadísticos, se buscó la presencia de especies de murciélagos indicadoras de perturbación en el área evaluada; Noss (1990) sugiere que para que un taxón sea un buen indicador este debe ser abundante y diverso, así como sensible a los cambios en el hábitat y de distribución geográfica amplia, sin embargo estos requisitos son difícilmente alcanzados por la mayoría de murciélagos, aunque algunos autores (Medellín et al., 2000) los recomiendan debido a su facilidad de muestreo, no obstante esta es una visión aun superficial del problema, debido a que según lo demuestran varios autores (Galindo-González, 2004; Castro-luna et al., 2007a, 2007b; García-Morales et al., 2013) las especies más sensitivas

son las más raras, por lo tanto si bien la metodología puede resultar sencilla, es necesario un elevado esfuerzo de muestreo para detectar estas especies, mientras que en ambientes perturbados suelen encontrarse especies generalistas capaces de volar grandes distancias y visitar diferentes tipos de vegetación a la vez (Estrada et al., 1993), las especies raras y especializadas por su parte se encuentran desplazadas (Fenton et al., 1992; Simmons y Voss, 1998; Sampaio et al., 2003).

Castro – Luna et al. (2007a) tras analizar 34 especies a lo largo de diferentes estadios sucesionales en bosques secundarios encontró que la especie *Artibeus lituratus* presentó una abundancia significativa tanto en bosques secundarios de estadio temprano como antiguo, mientras que *Carollia perspicillata* y *Sturnira lilium* tuvieron una abundancia significativa exclusivamente en bosques secundarios de estadio temprano, siendo la abundancia de todas estas especies explicada por la cantidad de cobertura de dosel en el bosque, pero solo la de *Sturnira lilium* además se vio influencia por su distancia con el borde del bosque; en un estudio posterior (Castro – Luna et al., 2007b) realiza un análisis de similitudes (ANOSIM) el cual complementa los resultados previamente obtenidos sugiriendo que el gremio frugívoro no tuvo una diferencia significativa respecto a su incidencia, demostrando su flexibilidad en el uso de ambos hábitats, sin embargo su abundancia si obtuvo una relación positiva a la perturbación, mientras que los Phyllostominae tuvieron significancia en ambos parámetros.

La importancia de la cobertura de dosel para las especies radica en los recursos que les proveen, particularmente el gremio frugívoro con subfamilias como Carollinae y Stenodermatinae suelen presentar relaciones negativas con etapas de sucesión de vegetación más avanzadas, en cuanto a géneros solo *Artibeus* y *Mimon* tienen valores como indicador de forma significativa, y aunque solo el primero corresponde a la subfamilia Stenodermatinae, su presencia sugiere bosques maduros debido a su alimentación en dosel, mientras que *Sturnira*, dentro de la misma subfamilia, indica vegetación secundaria con especies como *Sturnira lilium*; *Carollia perspicillata* también es asociada a plantas pioneras como *Piper*, *Cecropia* (Fleming, 1988) sin embargo otros consideran a esta última como taxa detectora de vegetación secundaria debido a no encontrar un uso específico de un tipo de hábitat, al igual que *Uroderma* (Bonaccorso, 1979; Medellín et al., 2000; Schulze et al., 2000; Castro – Luna et al., 2007b).

Dentro del fundo “El bosque” *Carollia perspicillata* fue la segunda especie más abundante, no obstante *Artibeus planirostris* supero el número de individuos de esta última ampliamente por lo cual se podría inferir que el bosque presenta una etapa avanzada de sucesión sin embargo esta especie no ha sido señalada como indicadora a diferencia de *Carollia perspicillata*, la cual se presentó de forma homogénea a lo largo del bosque, sin embargo tuvo mayores capturas en las trochas “pava”, “sachavaca” y “relojero” aunque esto está asociado al mayor esfuerzo realizado



en esta zona, las otras trochas del bosque, como la más alejadas y la más cercanas presentaron abundancias similares con más de 40 individuos capturados; *Uroderma bilobatum* otra especie sugerida en ambientes perturbados, se encontró en bajas abundancias a lo largo del bosque, no superando los 6 individuos capturados por zona; *Sturnira lilium* presentó una situación similar con valores de abundancia incluso más bajos con solo dos individuos en las trochas iniciales denominadas “tocon” y “carachupa” y tan solo uno en el resto del bosque, sin embargo *Sturnira tildae* mostró una abundancia mayor, con 31 individuos en las trochas “pava”, “sachavaca” y “relojero” pudiendo representar de forma análoga algún grado de perturbación según lo sugieren Ramos-Rodriguez et al. (2018).

*Artibeus lituratus* fue una de las especies comunes en este estudio siendo la sexta más abundante dentro del ensamble y de distribución homogénea a lo largo del gradiente de distancia planteado con capturas de más de 15 individuos, esto puede ser explicado a una combinación en su dieta de frutos provenientes de especies de dosel (Kalko y Handley, 2001), como de plantas pioneras (Bonaccorso, 1979), modificando su dieta y comportamiento con la finalidad de tomar ventaja de los nuevos recursos (Racey y Entwistle, 2008) disponibles para la especie, particularmente en el fundo “El bosque” esta especie fue encontrada comiendo frutos de *Dipteryx micrantha* “Shihuahuaco”, especie maderable de la zona.

Los murciélagos de la subfamilia Phyllostominae suelen estar asociados a bosques primarios (Fenton et al., 1992; Medellín et al., 2000; Vargas et al., 2008; Klingbeil y Willig, 2009; Mena, 2010) debido a sus requerimientos alimenticios; los cuales son asociados al gremio de los carnívoros y suelen desaparecer ante la perturbación al disminuir la cantidad de fauna capaz de ser albergada por el ecosistema (Fenton et al., 1992), además poseen hábitos de forrajeo sedentarios y tienen adaptaciones morfológicas al vuelo en bosques de interior denso que aparente limitan la capacidad de recorrer distancias largas (Jones et al., 2003) teniendo que al modificar el hábitat, son destruidos sus posibles refugios, de mayor frecuencia en bosques maduros (Fenton et al., 2001) así como sitios de forrajeo a distinto nivel del suelo (Simmons y Voss, 1998), cambiando las características de su nicho y obligándolos a abandonarlo.

Dentro del fundo el bosque se encontraron 9 especies de phyllostominae entre los cuales la especie *Gardnerycteris* (ex *Mimon*) *crenulatatum* destaca como posible indicador de hábitats conservados, el cual solo fue encontrado dentro de la trocha “puma”, otras especies tuvieron un comportamiento similar en cuanto a su distribución fueron *Lophostoma carrikeri* y *Lophostoma silvicolum*, mientras que *Vampyrus spectrum* fue encontrado exclusivamente en la trocha “pava”, otras especies como *Tonatia saurophila* se encontró representada en diferentes trochas a lo largo del bosque, sin embargo fue de mayor abundancia en las más alejadas; *Phyllostomus hastatus* fue

el phyllostominae más abundante, ubicándose cuarto en abundancia y de distribución homogénea en el bosque, lo cual podría deberse principalmente a sus hábitos omnívoros, no siendo un carnívoro estricto como las anteriores especies.

Tanto el gremio carnívoro (Phyllostominae) como el frugívoro (Stenodermatinae y Carrollinae) se encontraron coexistiendo dentro del área evaluada, teniendo *Carollia perspicillata* y *Sturnira lilium* una distribución homogénea en todo el bosque provocando que la limitación entre zonas de supuesto mayor o menor grado de conservación no fuese clara, sobre todo por la presencia simultánea de estas especies con *Gardnerycteris crenulatum* y otros Phyllostominae.

Los resultados obtenidos en este estudio apoyan la hipótesis de perturbación intermedia planteada por Connell (1978), la cual establece que el tener una mezcla de diferentes etapas sucesionales de vegetación vuelve un área mucho más diversa que otras, debido a que las especies presentan múltiples respuestas a la perturbación siendo necesariamente la adaptación una de las más comunes; ante lo cual, futuros esfuerzos en conservación deben contemplar que probablemente un bosque maduro con parches vegetación secundaria sean más diversos que bosques intactos debido a la variedad de nichos que son capaces de ofrecer, siendo necesaria su conservación con la finalidad de garantizar refugios ya sea para especies de Phyllostominae como Stenodermatinae, así como la presencia de especies raras y especialistas sin dejar de tener altos valores de riqueza determinados por la presencia de un alto número de especies residentes o visitantes recurrentes de ciertas etapas de sucesión aledaña como es sugerido a través de los datos de recaptura de Castro – Luna et al. (2007a).

Este estudio concluye que bajo la metodología empleada, no es posible hacer asunciones referentes al estado de conservación del área evaluada basándose sólo en la distribución de las especies y sus abundancias, debido al deficiente desempeño de los murciélagos de la familia Phyllostomidae como indicadores ecológicos sugerido por la literatura (Rolstad et al., 2002; Clarke et al., 2005; Pineda et al., 2005; Castro – Luna et al., 2007a, 2007b) sin embargo, esta no es la razón principal ni única, puesto que el problema podría radicar en la no existencia de una escala de paisaje fija a analizar (Gorresen et al., 2005) teniendo, las especies, respuestas diferentes en función a la escala evaluada, a su vez otros autores como McGeoch et al. (2002) proponen el uso de taxones altamente específicos (por ejemplo, endemismos) como indicadores pues son especialmente vulnerables al declinar sus poblaciones rápidamente ante el cambio de uso del suelo, sin embargo su uso podría resultar restringido a hábitats específicos; de forma particular en este estudio si se logró observar que la captura de individuos puede resultar ser más eficiente en términos de riqueza versus abundancia en las zonas más alejadas del fundo frente a las más cercanas a las instalaciones del vivero forestal.

Posibles factores que pudieron influenciar estos resultados son asociados al tamaño del área evaluada, probablemente aún muy próxima al área perteneciente a la carretera interoceánica, esto toma importancia debido al taxón bajo estudio, los murciélagos, puesto que tienen una alta tolerancia a la modificación del paisaje debido a su capacidad de volar y cruzar áreas abiertas (Kalko et al., 1999) por lo tanto presentan una selección de hábitat flexible, en la que especies de Phyllostominae pueden visitar parches de vegetación secundaria próximos a sus refugios en etapas de sucesión más avanzadas, a su vez se sabe que *Carollia perspicillata* puede recorrer un promedio de 4,7 km en una noche como parte de su desplazamiento entre el refugio y sus zonas de alimentación (Heithaus y Fleming, 1978).

En las zonas aledañas a la carretera interoceánica, los pastizales de función ganadera así como la lotización de terrenos son de creciente aumento y podrían aislar al fundo “El Bosque” a través del tiempo; esto es soportado por datos como los de Dourojeanni et al. (2009) quienes contemplaron que la faja de influencia de las carreteras asfaltadas en Brasil es de 26 a 75 km a cada lado y particularmente en el Perú el impacto de la pavimentación de la carretera marginal en el valle de Huallaga aumento en más de 16% la deforestación en 15 años (Vasquez et al., 2004).

La existencia de una estructura vegetal secundaria en el fundo “El bosque” es asumida con base a los resultados obtenidos por López (2016) sobre el cambio en la cobertura de bosque y no bosque relacionado a la deforestación y el porcentaje de vegetación (Llactayo et al., 2013) en los sectores aledaños a la carretera, adicionalmente Farfán (2008) logró encontrar valores altos de diversidad dados por el índice de Shannon-Wiener estimados en 3,7 en determinados tipos de vegetación adyacentes a la carretera; estos valores podrían encontrarse en concesiones forestales adyacentes las cuales podrían contener etapas de sucesión vegetal más avanzadas que alberguen refugios de las especies “carnívoras” encontradas en el fundo “El bosque” dado que estos no fueron de observación común durante la evaluación, sin embargo, la presencia de refugios solo fue reportada por medio de encuentros casuales; por otro lado, el estado de conservación de estas concesiones madereras es incierto y durante la realización de este estudio se abrió una trocha carrozable con la finalidad de transportar madera de una concesión adyacente hacia la carretera interoceánica atravesando el fundo estudiado y generando fragmentación en ambas áreas.

Adicionalmente al aislamiento, otros impactos asociados a la construcción de carreteras son el rápido incremento de la deforestación, degradación de bosques naturales, invasión de áreas protegidas, mayor incidencia de incendios forestales, pérdida de biodiversidad, incremento de la caza y la pesca, reducción de la amplitud y calidad de los servicios ambientales, cambios a nivel de microclima por la variación en la estructura y composición de la vegetación, así como aparición de especies invasoras (Delgado et al., 2004; Dourojeanni, 2006) de los cuales la deforestación,

fragmentación y mayor incidencia de incendios forestales para su transformación en pastizales ya se observan a los alrededores del fundo, mientras que dentro del mismo se pudo evidenciar la presencia de casquillos de armas de cazadores de diferente grado de antigüedad, sobre todo en la trocha denominada “puma” la cual es la más alejada y de menor control administrativo en el fundo, sirviendo a su vez como límite del terreno corroborándose la caza en el lugar, sobre todo de la especie *Tayassu pecari* “huangana”, de la cual fueron encontrados dos individuos muertos a causa de tres cazadores que aprovechando la falta de linderos y vigilancia se encontraron acondicionándolos para su transporte.

Finalmente, y bajo el marco del plan de acción al 2021 del departamento (GOREMAD, 2015) encontramos que se debe fomentar la investigación en los objetos de conservación propuestos, como los ecosistemas terrestres y acuáticos, junto a las especies amenazadas y endémicas de flora y fauna sin embargo, se concluye que es necesario observar el problema del impacto ambiental mediante múltiples enfoques (cobertura vegetal, distancia al impacto, composición florística, altura de dosel, fauna asociada, etc.) puesto que estos generan múltiples respuestas en simultaneo sobre cada especie a lo largo de gradientes continuos de intensidad, por lo cual es imperante analizar el problema desde el punto de vista integrativo incluyendo respuestas desde el enfoque de otros taxones a través de una escala de paisaje con la finalidad de mantener sus valores y lograr el aprovechamiento sostenible de los recursos y su viabilidad a través del tiempo convirtiendo así a la región en un referente nacional en cuanto a conservación y desarrollo participativo.

## VI. CONCLUSIONES

- La diversidad alfa del vivero forestal y fundo “El bosque” estuvo conformada por 37 especies de murciélagos en 978 individuos, pertenecientes a 23 géneros, 11 subfamilias y tres familias (Emballonuridae, Phyllostomidae y Vespertilionidae).
- Ninguna de las especies registradas en este estudio se encontró categorizada en la legislación nacional, solo *Vampyrus spectrum* fue considerada como casi amenazado (NT) por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).
- El gremio más abundante fue el de forrajeadores recogedores activos/pasivos de espacio angosto con 24 especies.
- Las especies *Artibeus planirostris* y *Carollia perspicillata* fueron las más abundantes con 0,024 y 0,014 ind/mxh respectivamente, representando el 45,5% (445) del total de individuos capturados.
- La función de Clench estimó 42 especies probables para el área de evaluación, los estimadores Chao 1 y 2 calcularon 44 especies mientras que los estimadores Jackknife de primer y segundo orden estimaron 45 y 48 especies respectivamente.
- La diversidad alfa estimada en el vivero forestal y fundo “El bosque” es alta, siendo el índice de Shannon – Wiener ( $H'$ ) estimado en 2,4 y la diversidad de Simpson (1-D) calculada en 0,86 con un valor de dominancia bajo de 0,13; el índice de Pielou resultó 0,67.

## **VII. RECOMENDACIONES**

- Es necesario complementar los datos obtenidos mediante evaluaciones en la época húmeda, así como el uso de metodología alternativa que permita el registro de otras familias aumentando el nivel de completitud de la lista de especies de murciélagos del vivero forestal y fundo “El bosque”.
- Se recomienda analizar los efectos de la perturbación del hábitat desde un punto de vista integrativo incluyendo respuestas de otros taxones a través de la comparación de múltiples escalas y a nivel de paisaje.

## VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- AGUIRRE, L. (2007). Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño. Santa Cruz, Bolivia.
- ALARCÓN A. (2011). Estructura y composición florística de un bosque de terraza baja en Tambopata, Madre de Dios. Tesis. Escuela de Postgrado. Maestría en Bosques y Gestión de Recursos Forestales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.
- ALTRINGHAM, J. (2011). Bats: from evolution to conservation. Oxford University Press.
- ANTHONY, H. (1925). Capture and preservation of small animals for study.
- ASCORRA, C., Y DÁVILA, A. (2008). Diagnóstico Ambiental Integral de Madre de Dios: un enfoque pensando en las personas. Defensoría del Pueblo Madre de Dios.
- ASCORRA, C., Y ORIHUELA, G. (1995). Mammals survey at tambopata research center. 6pp. Citado en: Zamora, H., Arteaga, Y., Y Rodriguez, M. (2010). Mamíferos pequeños. Pp. 181 –194
- ASCORRA, C., SOLARI, S., Y WILSON, D. (1996). Diversidad y ecología de los quirópteros en Pakitza. Manu: the biodiversity of southeastern Perú, 593-612.
- ASCORRA, C., WILSON, D., Y ROMO, M. (1991). Lista anotada de los quirópteros del Parque Nacional Manu, Perú. Publicaciones del Museo de Historia Natural. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 42, 1-14.
- AUTINO, A., Y BARQUEZ, R. (1994). Patrones reproductivos y alimenticios de dos especies simpátricas del género *Sturnira* (Chiroptera, Phyllostomidae). Mastozoología Neotropical, 1(1),73-80. Disponible en: [https://www.researchgate.net/profile/Ruben\\_Barquez/publication/259577828\\_Patrones\\_de\\_alimentacion\\_y\\_reproduccion\\_de\\_Sturnira\\_lilium\\_y\\_Sturnira\\_erythromos\\_Mammalia\\_Chiroptera/links/0deec52cb545dc68ed000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ruben_Barquez/publication/259577828_Patrones_de_alimentacion_y_reproduccion_de_Sturnira_lilium_y_Sturnira_erythromos_Mammalia_Chiroptera/links/0deec52cb545dc68ed000000.pdf) [accesado el 15 de octubre de 2019]
- AVILA-CABADILLA, L., STONER, K., HENRY, M., Y AÑORVE, M. (2009). Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. Forest Ecology and Management, 258(6), 986-996.
- AYBAR-CAMACHO, C., LAVADO-CASIMIRO, W., SABINO, E., RAMÍREZ, S., HUERTA, J. Y FELIPE-OBANDO, O. (2017). Atlas de zonas de vida del Perú – Guía Explicativa. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). Dirección de Hidrología.

BARLOW K. (1999). Expedition field techniques: Bats. Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society.

BEJAR, N., Y HUAMANI, L. (2013). Determinación de la reserva de carbono en un bosque de terraza alta mediante el método de ecuaciones Alométricas-fundo el bosque-las Piedras-Madre de Dios. Tesis. Universidad Nacional Amazonica de Madre de Dios. Disponible en: <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/UNAMAD/154>[accesado el 24 de agosto de 2019]

BERNARD, E. (2001). Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 17(1), 115-126.

BODMER, R., AQUINO, R., PUERTAS, P., REYES, C., FANG, T., Y GOTTDENKER, N. (1997). Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazonía peruana (No.18).

BONACCORSO, F. (1979). Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bull. Florida State Mus., Biol. Sci.* 24, 359–408.

BRADLEY, R., GENOWAYS, H., SCHMIDLY, D., Y BRADLEY, L. (2019). From field to laboratory: A memorial volumen in honor of Robert J. Baker. Special publications n°71. Museum of Texas Tech University.

BRAVO, A., HARMS, K., STEVENS, R., Y EMMONS, L. (2008). Collpas: activity hotspots for frugivorous bats (Phyllostomidae) in the Peruvian Amazon. *Biotropica*, 40(2), 203-210

BRAVO, A., HARMS, K., Y EMMONS, L. (2010). Puddles created by geophagous mammals are potential mineral sources for frugivorous bats (Stenodermatinae) in the Peruvian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 26:173–184.

BROSE, U., Y MARTINEZ, N. (2004). Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos*, 105(2), 292-300.

BROSE, U., MARTINEZ, N., Y WILLIAMS, R. (2003). Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology*, 84(9), 2364-2377.

BRUSSARD P. (1991). The role of ecology in biological conservation. *Ecol Appl* 1: 6–12.

BURGIN, C., COLELLA, J., KAHN, P., Y UPHAM, N. (2018). How many species of mammals are there?. *Journal of Mammalogy*, 99(1), 1-14.



- CADENILLAS, R. (2010). Diversidad, ecología y análisis biogeográfico de los murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, Tumbes-Perú. Tesis de maestría. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 107pp.
- CARRASCO, F. (2011). Diversidad y distribución de especies de quirópteros en relictos de bosque de la provincia de Chanchamayo, Junín. Tesis. Magister en conservación de recursos forestales. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en: [http://repositorio.concytec.gob.pe/bitstream/20.500.12390/176/1/2011\\_Carrasco\\_Diversidad-y-distribuci%C3%B3n.pdf](http://repositorio.concytec.gob.pe/bitstream/20.500.12390/176/1/2011_Carrasco_Diversidad-y-distribuci%C3%B3n.pdf) [accesado el 12 de julio de 2019]
- CASTRO-LUNA, A., SOSA, J., Y CASTILLO-CAMPOS, G. (2007a). Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*, 10(2), 219-228.
- CASTRO-LUNA, A., SOSA, J., Y CASTILLO-CAMPOS, G. (2007b). Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica*, 9(1), 219-228.
- CHAO, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, 265-270.
- CHAO, A. (2005). Species estimation and applications. *Encyclopedia of statistical sciences*, 12.
- CHAO, A., COLWELL, K., LIN, W., Y GOTELLI, J. (2009). Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90(4), 1125-1133.
- CHAO, A., HSIEH, C., Y CHIU, H. (2015). Online program SpadeR (Species-richness prediction and diversity estimation in R). Program and user's guide.
- CHIU, H., WANG, T., WALTHER, A., Y CHAO, A. (2014). An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified good-turing frequency formula. *Biometrics*, 70(3), 671-682. Disponible en: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/paper/104\\_pdf\\_appendix.pdf](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/paper/104_pdf_appendix.pdf) [accesado el 23 de julio de 2019]
- CIRRANELLO, A., SIMMONS, N., SOLARI, S. Y BAKER, R. (2016). Diagnósticos morfológicos de taxones de filostomida de nivel superior (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica*, 18 (1), 39-71.
- CLARKE, R., Y GORLEY, N. (2006). PRIMER-e v6. User Manual/ Tutorial. Plymouth Marine Laboratory. United Kingdom.
- CLARKE, M., ROSTANT, V., Y RACEY, A. (2005). Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 409-420.

CLARKE, R., Y WARWICK, M. (2001). Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation.

CLEVELAND, J., BETKE, M., FEDERICO, P., FRANK, D., HALLAM, G., HORN, J., LÓPEZ, D., MCCRACKEN, F., MEDELLÍN, R., MORENO-VALDEZ, A., SANSONE, G., WESTBROOK, K., Y KUNZ, T. (2006). Valor económico del servicio de control de plagas provisto por murciélagos de cola libre brasileños en el centro-sur de Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (5), 238-243.

COLLIN, H. (2004). Dictionary of environment and ecology. Bloomsbury publishing. Fifth edition.

COLWELL, K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>. [accesado el 14 de enero de 2019]

COLWELL, K. (2009). Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. The Princeton guide to ecology, 257-263.

COLWELL, K., Y CODDINGTON, A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 345(1311), 101-118.

COLWELL, K., CHANG, M., Y JING, C. (2004). Interpolating, extrapolating and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10).

CONNELL, H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302-1310.

COSSIOS, D. (2018). La diversidad de mamíferos del Perú en el contexto mundial. Pp. 328 – 334. En: Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR. (2018). Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú. Primera edición. Lima, Perú, pp 1- 548.

DA SILVA, C., RYLANDS, B., Y DA FONSECA, A. (2005). The fate of the Amazonian areas of endemism. *Conservation Biology*, 19(3), 689-694.

DE CASTRO, J., DOS SANTOS, R., MARTINS, M., DIAS, D., Y PERACCHI, L. (2012). Primer registro del murciélago de alas pálidas *Peropteryx pallidoptera* (Chiroptera: Emballonuridae) para Brasil.

Decreto supremo N° 043-2006-AG. (2006). Aprobación de la categorización de especies amenazadas de flora silvestre.

Decreto supremo N° 004-2014-MINAGRI. (2014). Aprobación de la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas.

DELAVAL, M., Y CHARLES-DOMINIQUE, P. (2006). Edge effects on frugivorous and nectarivorous bat communities in a neotropical primary forest in French Guiana. *Revue d'écologie*.

DELGADO, D., ARÉVALO, R., Y FERNÁNDEZ-PALACIOS, M. (2004). Consecuencias de la fragmentación viaria: efectos de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenerife. *Ecología Insular/Island Ecology*. Asociación Española de Ecología Terrestre, Cabildo Insular de la Palma, 181-225.

DENZINGER, A., KALKO, E., TSCHAPKA, M., GRINNELL, D., Y SCHNITZLER, U. (2016). Guild structure and niche differentiation in echolocating bats. En: *Bat bioacoustics* (pp. 141-166). Springer, New York, NY. Disponible en: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4939-3527-7\\_6](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4939-3527-7_6)[accesado el 17 de marzo de 2019]

DENZINGER, A., Y SCHNITZLER, U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in physiology*, 4, 164. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fphys.2013.00164>[accesado el 20 de marzo de 2019]

DENZINGER, A., Y SCHNITZLER, U. (2004). Perceptual tasks in echolocating bats. *Dynamic perception*. Akademische Verlagsgesellschaft, Berlin, 33-38.

DE SERRES, G., DALLAIRE, F., CÔTE, M., Y SKOWRONSKI, D. (2008). Bat rabies in the United States and Canada from 1950 through 2007: human cases with and without bat contact. *Clinical Infectious Diseases*, 46(9), 1329-1337.

DIAZ-MARTIN, Z., SWAMY, V., TERBORGH, J., ALVAREZ-LOAYZA, P., Y CORNEJO, F. (2014). Identifying keystone plant resources in an Amazonian forest using a long-term fruit-fall record. *Journal of Tropical Ecology*, 30(4), 291-301.

DÍAZ, M., SOLARI, S., AGUIRRE, L., AGUIAR, L., Y BARQUEZ, R. (2016). Clave de Identificación de los Murciélagos de Sudamérica—Chave de Identificacao dos Morcegos da America do Sul. *Publicación Especial Nro. 2*.

DIRECCIÓN GENERAL FORESTAL Y DE FAUNA SILVESTRE - DGFFS. (2013). Concesiones para conservación. Una mirada a la conservación de la vida desde el bosque. Ministerio de Agricultura y Riego. 60pp. Lima – Perú.

DOUROJEANNI, M. (2006). Estudio de caso sobre la carretera Interoceánica en la Amazonía sur del Perú. Conservación Internacional Perú. Disponible en:  
[https://www.researchgate.net/profile/marc\\_dourojeanni2/publication/266499470\\_estudio\\_de\\_caso\\_sobre\\_la\\_carretera\\_interoceanica\\_en\\_la\\_amazonia\\_sur\\_del\\_peru/links/558030c008ae21ac9bf38294.pdf](https://www.researchgate.net/profile/marc_dourojeanni2/publication/266499470_estudio_de_caso_sobre_la_carretera_interoceanica_en_la_amazonia_sur_del_peru/links/558030c008ae21ac9bf38294.pdf)[accesado el 12 de abril de 2019]

DOUROJEANNI, M., BARANDIARÁN, A., Y DOUROJEANNI, D. (2009). Amazonía peruana en 2021. Lima, Peru, 63.

DUCUMMON, S. (2000). Importancia ecológica y económica de los murciélagos. Bat Conservation International: Austin, TX .

EMMONS, L. (1984). Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. Biotropica 16(3):210-222pp.

EMMONS, L., Y ROMO, M. (1994). Mammals of the upper Tambopata/Távarena. Pp:140-143. En: Foster, R., Carr, J. y Forsyth, A. (editores). The Tambopata- Candamo Reserved Zone of southeastern Peru: A biological assessment. RAP Working papers 6. Conservation International, Washington, D.C.

EMMONS, L., BARKLEY, L., Y ROMO, M. (1994). Mammals of the Explorer's Inn Reserve. Pp: 144-145. En: Foster, R., Carr, J. y Forsyth, A. (editores). The Tambopata- Candamo Reserved Zone of southeastern Peru: A biological assessment. RAP Working Papers 6. Conservation International, Washington, D.C.

EMMONS, L., ASCORRA, C., Y ROMO, M. (1994). Mammals of the río Heath and peruvian pampas. Pp: 146-149. En: Foster, R., Carr, J. y Forsyth, A. (editores). The Tambopata-Candamo Reserved Zone of southeastern Peru: A biological assessment. RAP Working Papers 6. Conservation International, Washington, D.C.

EMMONS L., ROMO, M., LUNA, L., CORNEJO, A., Y KOPPER, C. (2002). Comparación de ocurrencia de especies de mamíferos del SNPH (RAP 1992 y 1996) con otras localidades de Madre de Dios. En: Montambault, J. R. (Ed.). Informes de las evaluaciones biológicas Pampas del Heath, Perú, Alto Madidi, Bolivia y Pando, Bolivia (Vol. 24). Conservation International, Center for Applied Biodiversity Science, Department of Conservation Biology.

ENVIRONMENTAL QUALITY ANALYTICAL SERVICES S. A. - EQUAS. (2008). Estudio de la biodiversidad en los lotes 111 y 113, cuenca Madre de Dios, Perú. Citado en: Zamora, H., Arteaga, Y., Y Rodriguez, M. 2010. Mamíferos pequeños. Pp. 181 – 194.

ESTRADA, A., COATES-ESTRADA, R., MERITT, D., MONTIEL, S., Y CURIEL, D. (1993). Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. En: *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects* (pp. 245-257). Springer, Dordrecht.

ESTRADA, A., Y COATES-ESTRADA, R. (2001). Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24, 94–102.

ESTRADA, A., Y COATES-ESTRADA, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103, 237–245. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320701001355>[accesado el 17 de diciembre de 2018]

FAHR, J., Y KALKO, E. (2011). Biome transitions as centres of diversity: habitat heterogeneity and diversity patterns of West African bat assemblages across spatial scales. *Ecography*, 34(2), 177-195.

FARFÁN, J. (2008). Caracterización ecológica de la vegetación forestal de la carretera interoceánica tramo tres-Madre de Dios.

FARIA, D., LAPS, R., BAUMGARTEN, J., Y CETRA, M. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15, 587–612.

FEDERICO, P., HALLAM, T., MCCracken, G., PURUCKER, S., GRANT, W., CORREA-SANDOVAL, A., WESTBROOK J., MEDELLÍN R., CLEVELAND C., SANSONE, C., LÓPEZ, J., BETKE, M., MORENO-VALDEZ, A., Y KUNZ, T. (2008). Brazilian free-tailed bats as insect pest regulators in transgenic and conventional cotton crops. *Ecological Applications*, 18(4), 826-837.

FEINSINGER, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press.

FENTON, M., ACHARYA, L., AUDET, D., HICKEY, M., MERRIMAN, C., OBRIST, M., SYME, D., Y ADKINS, B. (1992). Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica* 24, 440–446.

FENTON, M., BERNARD, E., Y BOUCHARD, S. (2001). The bat fauna of Lamanai, Belize: roosts and trophic roles. *Journal of Tropical*, 17(4), 511-524.

FENTON, M., Y SIMMONS, N. (2014). *Bats: a world of science and mystery*. University of Chicago Press. Estados Unidos. Pp. 303.

FLEMING, T. (1982). Foraging strategies of plant-visiting bats. En Kunz T.H. (eds) *Ecology of Bats*. Springer, Boston, MA. pp. 287-325.

FLEMING, T. (1986). Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. En Estrada A., Fleming T.H. (eds). *Frugivores and seed dispersal. Tasks for vegetation science*, vol 15. Springer, Dordrecht. pp. 105-118.

FLEMING, T., HOOPER, E., Y WILSON, D. (1972). Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology*, 53(4), 555-569.

FIGUEROA, J., Y STUCCHI, M. (2010). Biodiversidad de los alrededores de Puerto Maldonado. Línea base ambiental del EIA del lote, 111. Disponible en: [https://museohn.unmsm.edu.pe/docs/pub\\_ento/Figueroa%20y%20Stucchi,%20ed%202010%20-%20Biodiversidad%20de%20los%20alrededores%20de%20Puerto%20Maldonado\\_2.pdf](https://museohn.unmsm.edu.pe/docs/pub_ento/Figueroa%20y%20Stucchi,%20ed%202010%20-%20Biodiversidad%20de%20los%20alrededores%20de%20Puerto%20Maldonado_2.pdf) [accesado el 26 de noviembre de 2018]

FINDLEY, J. (1993). *Bats: a community perspective*. CUP Archive.

FORTIN, M. (1994). Edge detection algorithms for two-dimensional ecological data. *Ecology*, 75(4), 956-965.

GALINDO-GONZÁLEZ, J., Y SOSA, V. (2003). Bats species richness in man-made pastures in a fragmented tropical landscape. *Southwestern Naturalist*. 48:579- 589.

GALINDO-GONZÁLEZ, J. (2004). Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana*, 20(2), 239-243.

GALINDO-GONZÁLEZ, J. (2007). Efectos de la fragmentación del paisaje sobre poblaciones de mamíferos; el caso de los murciélagos de Los Tuxtlas, Veracruz. En Sánchez, G. y Rojas, A.

(Eds). Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos. Primera edición. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. Pag. 97 - 114

GALVIN, M., Y THORND AHL, M. (2005). Institutional Strengthening of the Amarakaeri Communal Reserve (Madre de Dios River, Peruvian Amazon Basin). *Mountain Research and Development*, 25(2), 121-126.

GARCÍA-MORALES, R., MORENO, C., Y BELLO-GUTIÉRREZ, J. (2011). Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya*, 2(3), 205-215.

GARCÍA-MORALES, R., BADANO, E., Y MORENO, C. (2013). Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology*, 27(5), 1096-1106.

GARDENER, M. (2013). *Community ecology: analytical methods using R and Excel*. Pelagic Publishing Ltd.

GARDNER A. (1977): Feeding habits. En: Baker RJ, Jones JK Jr, Carter DC, eds., *Biology of Bats of the New World Family Phyllostomatidae, Part II*, Special Publs Mus Texas Tech Univ. 13. Lubbock, pp. 293–350.

GARDNER A. (2008). *Mammals of South America: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago: The University of Chicago Press.

GHANEM, S., Y VOIGT, C. (2012). Increasing awareness of ecosystem services provided by bats. In *Advances in the Study of Behavior*. Vol. 44, pp. 279-302. Academic Press.

GOBIERNO REGIONAL DE MADRE DE DIOS – GOREMAD. (2015). Estrategia regional de diversidad biológica de Madre de Dios al 2021. Plan de acción 2014-2021. Madre de Dios. Perú. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/nbsap/sbsap/pe-sbsap-madre-de-dios-revised-es.pdf> [accesado el 21 de octubre de 2018]

GOBIERNO REGIONAL DE MADRE DE DIOS – GOREMAD., y INSTITUTO DE INVESTIGACION DE LA AMAZONIA PERUANA – IIAP. (2009). Macro Zonificación Ecológica y Económica del Departamento de Madre De Dios. Documento síntesis escala 1: 250,000. Puerto Maldonado.

GOLDSTEIN, R. (2015). *The Triangular Traffic in Women, Plants, and Gold: Along the Interoceanic Road in Brazil, Peru, and Bolivia*. PhD dissertation, medical Anthropology, University of California, Berkeley.

- GORRESEN, P., Y WILLIG, M. (2004). Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, 85(4), 688-697.
- GORRESEN, P., WILLIG, M., Y STRAUSS, R. (2005). Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. *Ecological Applications*, 15(6), 2126-2136.
- GOTELLI, N., Y COLWELL, R. (2011). Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 12, 39-54.
- GRAY, J. (1979). Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 286(1015), 545-561.
- GRIFFIN, D. (1979). Migrations and homing of bats. En *Biology of bats*. Wimsatt, W. A. (Ed.). Vol. 1. Academic Press. New York, USA. Pag. 233-264.
- HAMMER, O. (2012). PAST PAleontological STatistics Version 2.17 Reference Manual. Natural History Museum, university of oslo, 229
- HANCCO, E. (2012). Evaluación fitosociológica de la castaña. *Bertholletia excelsa* bonpl. en el fundo el bosque-Tambopata-Madre de Dios. Tesis. Univerisdad Nacional Amazónica de Madre de Dios.
- HEITHAUS, E., FLEMING, T., Y OPLER, P. (1975). Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology*, 56(4), 841-854. Disponible en: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1936295>[accesado el 5 de agosto de 2019]
- HEITHAUS, E., Y FLEMING, T. (1978). Foraging movements of a frugivorous bat, *Carollia perspicillata* (Phyllostomatidae). *Ecological Monographs*, 48(2), 127-143.
- HICE, C., Y VELAZCO, P. (2012). The non-volant mammals of the Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, Loreto, Peru (No. 60). Museum of Texas Tech University.
- HILL, M. (1973). Diversity and Evenness: a Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- HOFFMANN, A., DECHER, J., ROVERO, F., SCHAER, J., VOIGT, C., Y WIBBELT, G. (2010). Field methods and techniques for monitoring mammals. *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories*, 8, 482-529.



HOOD, C., Y GARDNER, A. (2008). Familia Emballonuridae Gervais, 1856. Mamíferos de América del Sur , 1 , 188-207.

HORTAL, J., BORGES, P., Y GASPAR, C. (2006). Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75(1), 274-287.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA E INFORMATICA - INEI. (2011). Evolución de la Pobreza al 2010. Informe Técnico. Lima, Perú. 160pp.

INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES - INRENA. (1995). Guía explicativa del mapa forestal 1995. Dirección General Forestal, Lima. Publ. INRENA, 49, 1-129.

INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES – INRENA. (2003). Plan Maestro Parque Nacional Bahuaja Sonene 2003-2008. Lima, Perú. 176pp.

INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES – INRENA. (2009). Plan Maestro Reserva Comunal Amarakaeri 2008-2012. Lima, Perú. 250pp. Disponible en: [http://old.sernanp.gob.pe/sernanp/archivos/biblioteca/planes\\_maestros\\_2012/RC\\_AMARAKAE/RI/Plan%20Maestro%202008%20-%202012%20RC%20Amarakaeri%20ver%20pub.pdf](http://old.sernanp.gob.pe/sernanp/archivos/biblioteca/planes_maestros_2012/RC_AMARAKAE/RI/Plan%20Maestro%202008%20-%202012%20RC%20Amarakaeri%20ver%20pub.pdf) [accesado el 17 de febrero de 2019]

INSTITUTO NACIONAL DE DESARROLLO - INADE. (2007). Mesozonificación Económica Ecológica del Corredor Interoceánico Sur Tramo Iñapari Inambari. Madre de Dios, Perú. 363p.

UNION INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACION DE LA NATURALEZA - IUCN. (2012). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. Recuperado de: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)

JANSON, C., Y EMMONS, L. (1990). Ecological structure of the nonflying mammal community at Cocha Cashu biological station, Manu National Park, Peru. Four neotropical rainforests, 314-338.

JIMÉNEZ ORTEGA, Á. (2013). Conocimiento y conservación de los murciélagos filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) y su utilidad como bioindicadores de la perturbación de los bosques neotropicales.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. Y HORTAL, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8(31-XII): 151-161.

- JONES, G. (1996). Does echolocation constrain the evolution of body size in bats?. In Symposia of the Zoological Society of London (No. 69, pp. 111-128). London: The Society, 1960-1999.
- JONES, G., JACOBS, D., KUNZ, T., WILLIG, M., Y RACEY, P. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered species research*, 8(1-2), 93-115.
- JONES, J., y CARTER, D. (1976). Annotated checklist, with keys to subfamilies and genera. *Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae*, Part, 1, 7-38.
- JONES, K., PURVIS, A., Y GITTLEMAN, J. (2003). Biological correlates of extinction risk in bats. *The American Naturalist*, 161(4), 601-614.
- KALKO, E. (1998). Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology*, 101(4), 281-297.
- KALKO, E., FRIEMEL, D., HANDLEY, J., Y SCHNITZLER, H. (1999). Roosting and Foraging Behavior of Two Neotropical Gleaning Bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae) 1. *Biotropica*, 31(2), 344-353.
- KALKO, E., Y HANDLEY, C. (2001). Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant ecology*, 153(1-2), 319-333.
- KASSO, M., Y BALAKRISHNAN, M. (2013). Ecological and economic importance of bats (Order Chiroptera). *ISRN Biodiversity*, 2013. Disponible en: <http://downloads.hindawi.com/journals/isrn.biodiversity/2013/187415.pdf> [accesado el 8 de enero de 2019]
- KEYLOCK, C. (2005). Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos*, 109(1), 203-207.
- KLINGBEIL, B. (2007). The response of bats to landscape structure in Amazonian forest: an analysis at multiple scales (Doctoral dissertation).
- KLINGBEIL, B., Y WILLIG, M. (2009). Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of applied ecology*, 46(1), 203-213.
- KREBS, C. (1989). *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers, New York, 653 p.

KUENZI, A., Y MORRISON, M. (2003). Temporal patterns of bat activity in southern Arizona. *The Journal of wildlife management*, Pag. 52-64.

KUNZ, T., Y ANTHONY, E. (1982). Age estimation and post-natal growth in the bat *Myotis lucifugus*. *Journal of Mammalogy*, 63(1), 23-32.

KUNZ, T., THOMAS, D., RICHARDS, G., TIDEMANN, C., PIERSON, E., Y RACEY, P. (1996). Observational techniques for bats. Pp.105-114 En: *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for mammals*. Wilson, D., Russell, F., Nichols, J., Rudran, R., Y Foster, M. eds. Smithsonian Institution Press. Washington, EE.UU.

KUNZ, T., LUMSDEN, L., Y FENTON, M. (2003). Ecology of cavity and foliage roosting bats. *Bat ecology*, 1, 3-89.

KUNZ, T., HODGKISON, R., Y WEISE, C. (2009) Methods for capturing and handling bats. En: Kunz, T., y Parsons, S. (eds). *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 5-35.

KUNZ, T., Y PARSONS, S. (2009). *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. No. Sirsi i9780801891472.

KUNZ, T., BRAUN DE TORREZ, E., BAUER, D., LOBOVA, T., Y FLEMING, T. (2011). Servicios ecosistémicos proporcionados por murciélagos. *Anales de la Academia de Ciencias de Nueva York*, 1223 (1), 1-38.

LAURENCE, W., LOVEJOY, T., VASCONCELOS, H., BRUNA, E., DIDHAM, R., STOUFFER, P., GASCON, C., BIERREGAARD, R., LAURANCE, S., Y SAMPAIO, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.

LEITE, R., FOSTER, R., Y WACHTER, T. (2009). *Mamíferos Grandes del Sudeste de la Amazonía Peruana: Parque Nacional del Manu, Concesión para Conservación Los Amigos y Parque Nacional Alto Purús*. Asociación para la Conservación de la Cuenca amazónica (ACCA) y Environmental & Conservation Programs, The Field Museum. Chicago.

LIDICKER, W. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, 14(4), 333-343.

LIM, B., ENGSTROM, M., REID, F., SIMMONS, N., VOSS, R., y FLECK, D. (2010). Una nueva especie de *Peropteryx* (Chiroptera: Emballonuridae) de la Amazonía occidental con

comentarios sobre las relaciones filogenéticas dentro del género. *Novitates del Museo Americano*, 2010 (3686), 1-20. Disponible en:

[http://digitallibrary.amnh.org/bitstream/handle/2246/6070/N3686.pdf?sequence=1&origin=publication\\_detail](http://digitallibrary.amnh.org/bitstream/handle/2246/6070/N3686.pdf?sequence=1&origin=publication_detail) [accesado el 10 de setiembre de 2018]

LOMOLINO, M., (2001). Elevational gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 3–13

LOPEZ-BAUCELLS, A., ROCHA, R., BOBROWIEC, P., PALMEIRIM, J., Y MEYER, C., (2016). *Field Guide to Amazonian Bats*.

LÓPEZ, C. (2016). Análisis de cambio de cobertura en imágenes de satélite del tramo 3 de la carretera Interoceánica (IIRSA–SUR) entre los años 2005-2011.

LUNA, L., EMMONS, L., ROMO, M., Y CORNEJO, A. (2002). Mamíferos encontrados en el Santuario Nacional Pampas del Heath durante la expedición del RAP de 1996. En: Montambault, J. R. (Ed.). *Informes de las evaluaciones biológicas Pampas del Heath, Perú, Alto Madidi, Bolivia y Pando, Bolivia (Vol. 24)*. Conservation International, Center for Applied Biodiversity Science, Department of Conservation Biology.

LLACTAYO, W., SALCEDO, K., Y VICTORIA, E. (2013). *Memoria Técnica de la Cuantificación de Cambios de la Cobertura de Bosque a no Bosque por Deforestación en el Ámbito de la Amazonía Peruana Período 2009-2010-2011*. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Ordenamiento Territorial. Lima - Perú.

LLELLISH, M., AMANZO, J., HOOKER, Y., Y YALE, S. (2003). Evaluación poblacional de pecaríes en la región Del Alto Purús. En: R. Leite, N. Pitman y P. Alvarez (ed.): *Alto Purús. Biodiversidad, Conservación y Manejo*. Center for Tropical Conservation. Nicholas School of the Environment. Lima, Perú, 137 - 145.

MAGURRAN, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.

MAGURRAN, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Malden: Blackwell Publishing Company, 256 p. ISBN 0-632-05633-9.

MAGURRAN, A., Y MCGILL, B. (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.

MAMANI, J., GARCIA, M., Y CORREA, G. (2014). Carbono almacenado en un bosque de terrazas altas de Madre de Dios, Perú. *Biodiversidad Amazónica*, 4(4).

MARQUES, J., RAMOS PEREIRA, M., Y PALMEIRIM, J. (2016). Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is up in the canopy. *Ecography*, 39(5), 476-486.

MARTIN, R., PINE, R., Y DEBLASE, A. (2011). A manual of mammalogy: with keys to families of the world. Waveland Press.

MARTINS, A., WILLIG, M., PRESLEY, S., Y MARINHO-FILHO, J. (2017). Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *Forest ecology and management*, 391, 427-435. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112717302761> [accesado el 10 de febrero de 2019]

MCDONOUGH, M., LIM, B., FERGUSON, A., BROWN, C., BURNEO, S., Y AMMERMAN, L. (2010). Mammalia, Chiroptera, Emballonuridae, Peropteryx. *Check List*, 6(4).

MCGEOCH, M., Y CHOWN, S. (1998). Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(2), 46-47.

MCGILL, B., ETIENNE, R., GRAY, J., ALONSO, D., ANDERSON, M., BENECHA, H., DORNELAS, M., ENQUIST, B., GREEN, J., HE, F., HURLBERT, A., MAGURRAN, A., MARQUET, P., MAURER, B., OSTLING, A., SOYKAN, C., UGLAND, K., WHITE, E. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology letters*, 10(10), 995-1015.

MEDELLÍN, R. (1993). Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, 1, 333-354.

MEDELLÍN, R., EQUIHUA, M., Y AMIN, M. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation biology*, 14(6), 1666-1675.

MEDINA, C., GREGORIN, R., ZEBALLOS, H., ZAMORA, H., Y MORAS, L. (2014). A new species of *Eumops* (Chiroptera: Molossidae) from southwestern Peru. *Zootaxa*, 3878(1), 019-036.

MEDINA, C., LÓPEZ, E., PINO, K., PARI, A., Y ZEBALLOS, H. (2015). Biodiversidad de la zona reservada Sierra del Divisor (Perú): una visión desde los mamíferos pequeños. *Revista peruana de biología*, 22(2), 199-212.

MEDINA, C., MEDINA, Y., PINO, K., PARI, A., LÓPEZ, E., Y ZEBALLOS, H. (2016). Primer registro del ratón colombiano del bosque *Chilomys instans* (Cricetidae: Rodentia) en Cajamarca: actualizando el listado de mamíferos del Perú. *Revista peruana de biología*, 23(3), 315-320.

MEDINA, C., PINO, K., PARI, A., LLERENA, G., ZEBALLOS, H., Y LÓPEZ, E. (2016). Mammalian diversity in the Savanna from Peru, with three new additions from country. *Papéis Avulsos de Zoologia* (São Paulo), 56(2), 9-26.

MEDINAS, D., MARQUES, J., Y MIRA, A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological research*, 28(2), 227-237.

MELO, F., RODRIGUEZ-HERRERA, B., CHAZDON, R., MEDELLIN, R., Y CEBALLOS, G. (2009). Small tent-roosting bats promote dispersal of large-seeded plants in a Neotropical forest. *Biotropica*, 41(6), 737-743.

MELLO, M. (2006). Interações entre o morcego *Sturnira lilium* (Chiroptera: Phyllostomidae) e plantas da família Solanaceae. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Estadual de Campinas.

MENA, J. (2010). Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Rev. Per. de Biología* 17(3): 277 – 284. Disponible en: [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332010000300002&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332010000300002&script=sci_arttext) [accesado el 16 de abril de 2019]

MENA, J., SOLARI, S., CARRERA, J., AGUIRRE, L., Y GÓMEZ, H. (2011). Small mammal diversity in the tropical Andes: an overview. *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. São José dos Campos, Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), 260-275.

MENA, J., Y GERMANÁ, C. (2016). Diversidad biológica del sudeste de la amazonía peruana: avances en la investigación.

MEYER, C., AGUIAR, L., AGUIRRE, L., BAUMGARTEN, J., CLARKE, F., COSSON, J., VILLEGAS, S., FAHR, J., FARIA, D., FUREY, N., HENRY, M., HODGKISON, R., JENKINS, R., JUNG, K., KINGSTON, T., KUNZ, T., MACSWINEY, M., MOYA, I., PATTERSON, B., PONS, J., RACEY, P., REX, K., SAMPAIO, E., SOLARI, S., STONER, K., VOIGT, C., VON STADEN, D., WEISE, C., Y KALKO, E. (2011). Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48: 777-787. Disponible en: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2011.01976.x> [accesado el 24 de enero de 2019]

- MEYER, C., STRUEBIG, M., Y WILLIG, M. (2016). Responses of tropical bats to habitat fragmentation, logging, and deforestation. In *Bats in the anthropocene: Conservation of bats in a changing world* (pp. 63-103). Springer, Cham.
- MIKALAUSKAS, J., DIAS, D., DA ROCHA, P., Y PERACCHI, A. (2014). Update on the distribution of *Peropteryx leucoptera* Peters, 1867 (Mammalia, Chiroptera, Emballonuridae): First record for the state of Sergipe, northeastern Brazil. *Check List*, 10, 402.
- MILLER, G. (1907). The families and genera of bats. N°. 57. US Government Printing Office.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA – MINAGRI. (2014). Actualización de la lista de Clasificación y Categorización de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre legalmente protegidas por el Estado. En: Ministerio de Agricultura y Riego del Perú (Ed.). *El Peruano: Decreto Supremo N° 004-2014*. Lima. v.1, p. 520497-520504.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE - MINAM. (2015a). Guía de inventario de la fauna silvestre. Dirección General de Evaluación., Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Lima. 83 pp. Disponible en: <http://www.minam.gob.pe/patrimonio-natural/wp-content/uploads/sites/6/2013/10/GU%C3%83-A-DE-FAUNA-SILVESTRE.compressed.pdf> [accesado el 12 de junio de 2018]
- MINISTERIO DEL AMBIENTE - MINAM. (2015b). Mapa nacional de cobertura vegetal. Dirección General de Evaluación., Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Lima. 83 pp
- MINISTERIO DEL AMBIENTE - MINAM. (2018). Listado de especies de fauna silvestre CITES – PERÚ. Dirección general de diversidad biológica. Lima, Perú. 135pp. Disponible en: <http://www.minam.gob.pe/simposio-peruano-de-especies-cites/wp-content/uploads/sites/157/2018/08/Listado-FAUNA-CITES-FINAL.pdf> [accesado el 14 de agosto de 2019]
- MINISTERIO DEL AMBIENTE - MINAM. (2019). Sexto informe nacional sobre diversidad biológica. La biodiversidad en cifras. Dirección General de diversidad biológica. Dirección de conservación sostenible de ecosistemas y especies. Lima. 52 pp
- MONTOYA, M., COSSIOS, D., SILVA, M., Y COLL, D. (2015). Parque Nacional Bahuaja Sonene: Inventarios Biológicos Rápidos. Wildlife Conservation Society. Lima, Perú.
- MORALES-MARTÍNEZ, M. (2013). Primer registro de *Peropteryx pallidoptera* (Chiroptera: Emballonuridae) en ecosistemas de Sabana. *Therya*, 4(2), 401-407.
- MORAN, M. (2003). Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies.

MORENO, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84(922495), 2.

MORENO C. (2007). Diversidad de especies a escala de paisaje: un ejemplo con ensamblajes de murciélagos neotropicales. Pp:81-96. En: SÁNCHEZ, G., y ROJAS, A. (eds). Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.

MORENO, C., Y HALFFTER, G. (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37(1), 149-158. Disponible en: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2664.2000.00483.x> [accesado el 25 de julio de 2018]

MORENO, C., BARRAGÁN, F., PINEDA, E., Y PAVÓN, N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.

MORRISON, D. (1978). Lunar phobia in a neotropical fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Animal Behaviour* 26(3): 852 – 855.

MORRISON, D. (1980). Flight speeds of some tropical forest bats. *American Midland Naturalist*, 189-192. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/2424971> [accesado el 1 de mayo de 2019]

MORRISON, D. (1980). Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in Panama. *Journal of Mammalogy*, 61 (1), 20-29. Disponible en: <https://academic.oup.com/jmammal/article-abstract/61/1/20/903002> [accesado el 1 de mayo de 2019]

MUSCARELLA, R., Y FLEMING, T. (2007). The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological reviews*, 82(4), 573-590.

NAGORSEN, D., Y PETERSON, R. (1980). *Mammal Collectors' Manual*. Life Sciences Miscellaneous Publications. Royal Ontario Museum, Ontario, 79 pp.

NAUGHTON-TREVES, L., MENA, J., TREVES, A., ALVAREZ, N., Y RADELOFF, V. (2003). Wildlife Survival Beyond Park Boundaries: the Impact of Slash-and-Burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopata, Perú. *Conservation Biology*, 17: 1106–1117.

NAUGHTON-TREVES, L. (2004). Deforestation and Carbon Emissions at Tropical Frontiers: A Case Study from the Peruvian Amazon. *World Development* 32(1)173–190.



- NOSS, R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.
- NUMA, C., VERDÚ, J., Y SANCHEZ-PALOMINO, P. (2005). Phyllostomid bat diversity in a variegated coffee landscape. *Biological Conservation* 122, 151–158.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., STEVENS, M., OKSANEN, M., Y SUGGESTS, M. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10, 631-637.
- PACHECO, V. (2002). Mamíferos del Perú. *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*. Conabio-UNAM. México, DF, 503-550.
- PACHECO, V., PATTERSON, B., PATTON, J., EMMONS, L., SOLARI, S., Y ASCORRA, C. (1993). List of mammal species known to occur in Manu Biosphere Reserve, Perú. *Publicaciones del Museo de Historia Natural, UNMSM(A)* 44:1-12.
- PACHECO, V., Y VIVAR, E. (1996). Annotated checklist of the non-flying mammals at Pakitza, Manu Reserve Zone, Manu National Park, Perú. *Manu, the biodiversity of southeastern Peru*. Smithsonian Institution, Ed. Horizonte, Lima, 577-592.
- PACHECO, V., Y AMANZO, J. (2003). Análisis de datos de cacería en las comunidades nativas de Pikiniki y Nuevo Belén, río alto Purús. *Alto Purús. Biodiversidad, Conservación y Manejo*. Center for Tropical Conservation. Nicholas School of the Environment. Lima, Perú, 217-225
- PACHECO, V., QUINTANA, H., HERNANDEZ, P., PANIAGUA, L., VARGAS, J., Y YOUNG, B. (2007). Mamíferos. Pp. 40-46 en Young B. (ed), *Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia*. NatureServe, Arlington, Virginia, EE UU.
- PACHECO, V., CADENILLAS, R., SALAS, E., TELLO, C., Y ZEBALLOS, H. (2009). *Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú*. *Rev. Per. de Biología*, 16(1), 5-32. Disponible en: [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332009000100002&script=sci\\_arttext&tlng=en](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332009000100002&script=sci_arttext&tlng=en) [accesado el 21 de diciembre de 2018]
- PACHECO, V., SÁNCHEZ-VENDIZÚ, P., Y SOLARI, S. (2018). A new species of Anoura Gray, 1838 (Chiroptera: Phyllostomidae) from Peru, with taxonomic and biogeographic comments on species of the Anoura caudifer complex. *Acta chiropterologica*, 20(1), 31-50. Disponible en: <https://www.ingentaconnect.com/content/miiz/actac/2018/00000020/00000001/art00002> [accesado el 3 de abril de 2019]

- PATTERSON, B., PACHECO, V., Y SOLARI, S. (1996). Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. London. Journal of Zoology 240(4): 637-658.
- PATTERSON, B., STOTZ, D., Y SOLARI, S. (2006). Biological surveys and inventories in Manu, pp. 3-12. In Patterson, B. D., D. F. Stotz, and S. Solari, eds., Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru. Fieldiana: Zoology, n.s., No. 110. f MacArt
- PAVAN, A., Y MARROIG, G. (2016). Integrating multiple evidences in taxonomy: species diversity and phylogeny of mustached bats (Mormoopidae: Pteronotus). Molecular phylogenetics and evolution, 103, 184-198.
- PEET, R. (1975). Relative Diversity Indices. Ecology, 56: 496-498.
- PEREYRA, L., Y MORENO, C. (2013). Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. Revista chilena de historia natural, 86(3), 231-240.
- PINEDA, E., MORENO, C., ESCOBAR, F., Y HALFFTER, G. (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. Conservation Biology, 19(2), 400-410.
- PIRATELLI, A. (2003). Mesh size and bird capture rates in Mato Grosso do Sul State, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 63(1), 105-111. Disponible en: [http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842003000100014&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842003000100014&script=sci_arttext) [accesado el 16 de agosto de 2019]
- PITMAN, R., PITMAN, N., Y ALVAREZ, P. (2013). Alto Purus: Biodiversidad, conservación y manejo. Lima: Center for Tropical Conservation.
- PRESLEY, S., CISNEROS, L., KLINGBEIL, B., Y WILLIG, M. (2019). Landscape ecology of mammals. Journal of Mammalogy, 100(3), 1044-1068. Disponible en: <https://academic.oup.com/jmammal/article-abstract/100/3/1044/5498025> [accesado el 1 de setiembre de 2019]
- PUTZEL, L., PETERS, C., Y ROMO, M. (2011). Regeneración posterior a la tala y reclutamiento de shihuahuaco (*Dipteryx* spp.) En la Amazonía peruana: implicaciones para el manejo. Forest Ecology and Management, 261 (6), 1099-1105.

QUEVEDO, A. Y ALARCÓN, G. (2009). Composición florística y posición sociológica del Centro de Referencia e Interpretación de la Biodiversidad de Terrazas Altas de Madre de Dios-CRIBATAMADD. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Perú. 101p.

QUINTANA-MORALES, P., MORALES-MÁVIL, J., ESCOBAR-ALIAGA, M., Y BRAVO-XICOTENCATL, R. (2017). Use of space in two neighboring groups of the howler monkey *Alouatta palliata mexicana* (Primates: Atelidae): overlap and home range size. *Therya*, 8(2), 91-97.

RABINOVICH, J. (1978). Ecología de poblaciones animales (No. 591.5 RAB). Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Departamento de Asuntos Científicos, Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.

RACEY, P., Y ENTWISTLE, A. (2003). Conservation ecology of bats. In *Bat ecology*: 680–722. Kunz, T.H. & Fenton, M.B. (Eds). London: University of Chicago Press.

RAMIREZ, J., Y ASCORRA, C. (1997). “Diagnóstico regional de la diversidad biológica del Centro Regional Madre de Dios”: En: Estudio Nacional de la Diversidad Biológica. Lima, Ministerio de Agricultura-INRENA. Volumen II: Diagnósticos Regionales de la Diversidad Biológica: 155-204.

RAMOS - RODRÍGUEZ, M. (2018). Murciélagos indicadores de hábitats perturbados en la reserva nacional Allpahuayo Mishana, Perú. *folia amazónica*, 27(1), 31-46.

REID, F. (2009). *A Field Guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University Press, New York, USA.

RIPPERGER, S., KALKO, E., RODRÍGUEZ-HERRERA, B., MAYER, F., Y TSCHAPKA, M. (2015). Frugivorous bats maintain functional habitat connectivity in agricultural landscapes but rely strongly on natural forest fragments. *PloS one*, 10(4).

RISSER, P. (1995). El estado de la ciencia que examina los ecotonos. *BioSci.* 45: 318-325.

RIVERA, H., CÁRDENAS, L., RAMÍREZ, M., MANCHEGO, A., MORE, J., ZÚÑIGA, A., Y ROMERO, M. (2013). Infección por arbovirus en huanganas (*Tayassu pecari*) de Madre de Dios. *Revista de investigaciones veterinarias del Perú*. Vol. 24 no.4. pp. 544-550. Lima – Perú. Disponible en: [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1609-91172013000400016&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1609-91172013000400016&script=sci_arttext) [accesado el 11 de junio de 2018]

ROLSTAD, J., GJERDE, I., GUNDERSEN, V., Y SÆTERSDAL, M. (2002). Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology*, 16(1), 253-257.

- ROMO, M., TUOMISTO, H., Y LOISELLE, B. (2004). On the density-dependence of seed predation in *Dipteryx micrantha*, a bat-dispersed rain forest tree. *Oecologia*, 140(1), 76-85.
- ROOT, R. (1967). El patrón de exploración de nicho del mosquito azul-gris. *Monografías ecológicas* 37: 317-350.
- ROTENBERRY, J., Y WIENS, J. (1980). Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61(5), 1228-1250.
- RUELAS, D., PACHECO, V., ESPINOZA, N., Y LOAIZA, C. (2018). Diversidad de murciélagos de la Concesión para Conservación Río La Novia, Ucayali, Perú. *Revista peruana de biología*, 25(3), 211-220. Disponible en: [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332018000300002&script=sci\\_arttext&tlng=en](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332018000300002&script=sci_arttext&tlng=en) [accesado el 17 de enero de 2019]
- RUSSO, D., ANCILLOTTO, L., HUGHES, A., GALIMBERTI, A., Y MORI, E. (2017). Collection of voucher specimens for bat research: conservation, ethical implications, reduction, and alternatives. *Mammal review*, 47 (4), 237-246.
- SAMPAIO, E., KALKO, E., BERNARD, E., RODRÍGUEZ-HERRERA, B., Y HANDLEY, C. (2003). A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical fauna and environment*, 38(1), 17-31. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1076/snfe.38.1.17.14035> [accesado el 20 de enero de 2019]
- SÁNCHEZ, P., Y PACHECO, V. (2016). Nuevo registro de *Sturnira bakeri* Velazco y Patterson, 2014 (Chiroptera: Phyllostomidae) del noroeste de Perú. *Checklist*, 12 (5), 1984.
- SCHULZE, M., SEAVY, N., Y WHITACRE, D. (2000). A Comparison of the Phyllostomid Bat Assemblages in Undisturbed Neotropical Forest and in Forest Fragments of a Slash-and-Burn Farming Mosaic in Petén, Guatemala 1. *Biotropica*, 32(1), 174-184.
- SCHNITZLER, H., Y KALKO, E. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats. *Bioscience*, 51(7), 557-569. Disponible en: <https://academic.oup.com/bioscience/article/51/7/557/268230> [accesado el 2 de febrero de 2019]
- SCHNITZLER, H., MOSS, C. Y DENZINGER, A. (2003). Desde la orientación espacial hasta la adquisición de alimentos en murciélagos ecolocalizadores. *Tendencias en Ecología y Evolución*, 18 (8), 386-394.
- SEGOVIA, K., SALMON-MULANOVICH, G., GHERSI, B., SILVA, M., MATURRANO, L., Y BAUSCH, D. (2016). Prevalencia de paramixovirus en murciélagos en seis zonas de Madre

de Dios y Puno, Perú, con dos grados de perturbación antropogénica. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 27(2), 241-251.

SELAYA, N., ZUIDEMA, P., BARALOTO, C., VOS, V., BRIENEN, R., PITMAN, N., BROWN, F., DUCHELLE, A., ARAUJO-MURAKAMI, A., OLIVEIRA, L., VASQUEZ, G., MEO, S., FUENTES, H., Y PERZ, S. (2017). Economically important species dominate aboveground carbon storage in forests of southwestern Amazonia. *Ecology and Society*, 22(2).

SERVICIO NACIONAL DE AREAS NATURALES PROTEGIDAS POR EL ESTADO – SERNANP. (2011). Reserva Nacional Tambopata. Diagnóstico del proceso de elaboración del Plan Maestro 2011- 2016. Lima, Perú. 159pp

SERVICIO NACIONAL DE AREAS NATURALES PROTEGIDAS POR EL ESTADO – SERNANP (2012). Parque Nacional Alto Purús. Diagnóstico del proceso de Actualización del Plan Maestro 2012- 2017. Lima, Perú. 305pp

SERVICIO NACIONAL DE AREAS NATURALES PROTEGIDAS POR EL ESTADO – SERNANP. (2014). Parque Nacional del Manu. Diagnóstico. Plan Maestro 2013-2018. Lima, Perú. 250pp.

SERVICIO NACIONAL FORESTAL Y DE FAUNA SILVESTRE - SERFOR. (2018). Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú. Primera edición. Lima, Perú, pp 1- 548.

SHETTY, S., SREEPADA, K., Y BHAT, R. (2013). Effect of bat guano on the growth of *Vigna radiata* L. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 3(3), 1-8.

SIKES, R., Y GANNON, W. (2011). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of mammalogy*, 92(1), 235-253. Disponible en: <https://academic.oup.com/jmammal/article/92/1/235/943231> [accesado el 6 de marzo de 2019]

SIMMONS, N., Y VOSS, R. (1998). The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. *Bulletin of the AMNH*; no. 237.

SIMMONS, N. (2005). Orden Chiroptera. Pp. 312-529 en Wilson, D., y Reeder D., (eds). *Especies de Mamíferos del Mundo. Una referencia taxonómica y geográfica*, 3ª edición. Johns Hopkins University Press, Washington.

SIMMONS, N., Y CIRRANELLO, A. (2019). Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database. Disponible en: [batnames.org](http://batnames.org) [Accesado el 15 de Agosto del 2019]

- SOBERÓN, J. Y LLORENTE, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology* 7(3): 480-488.
- SOLARI, S., PACHECO, V., LUNA, L., VELAZCO, P., Y PATTERSON, B. (2006). Mammals of the Manu Biosphere Reserve, pp. 13–23. In Patterson, B. D., D. F. Stotz, and S. Solari, eds., *Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve, Perú*. Fieldiana: Zoology, n.s., No. 110.
- SOLARI, S., Y MARTÍNEZ-ARIAS, V. (2014). Cambios recientes en la sistemática y taxonomía de murciélagos Neotropicales (Mammalia: Chiroptera). *Therya*, 5(1), 167-196.
- SPRINGER, M., TEELING, E., MADSEN, O., STANHOPE, M., Y DE JONG, W., (2001). Integrated fossil and molecular data reconstruct bat echolocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(11), 6241-6246. Disponible en: <https://www.pnas.org/content/98/11/6241.short> [accesado el 4 de setiembre de 2018]
- STATSOFT, S. N. N. (1998). StatSoft Inc
- STRAUBE, F., Y BIANCONI, G. (2002). Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, 8(1-2), 150-152.
- SUAREZ-CASTRO, A., RAMÍREZ-CHAVES, H., RODRÍGUEZ-POSADA, M., Y GARCÍA, J. (2012). Nuevos registros de *Peropteryx leucoptera* y primer registro de *Peropteryx pallidoptera* (Chiroptera-Emballonuridae) de Colombia. *Mastozoología neotropical*, 19 (1), 165-171.
- TERBORGH, J., FITZPATRICK, J., Y EMMONS, L. (1984). Annotated checklist of bird and mammal species of Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru. *Fieldiana. Zoology*. 1984
- TIRIRA, D. (2012). Investigación y conservación sobre murciélagos en el Ecuador. S. F. Burneo (Ed.). Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- TOBLER, M., CARRILLO-PERCASTEGUI, S., HARTLEY, A., Y POWELL, G. (2013). High Jaguar densities and large population sizes in the core habitat of the southwestern Amazon. *Biological Conservation*, 159, 375-381.
- TREJO-SALAZAR, R., EGUIARTE, L., SURO-PIÑERA, D., Y MEDELLIN, R. (2016). Save our bats, save our tequila: industry and science join forces to help bats and agaves. *Natural Areas Journal*, 36(4), 523-531. Disponible en: <https://bioone.org/journals/natural-areas-journal/volume-36/issue-4/043.036.0417/Save-Our-Bats-Save-Our-Tequila--Industry-and-Science/10.3375/043.036.0417.short> [accesado el 13 de abril de 2019]

TREVELIN, L., NOVAES, R., COLAS-ROSAS, P., BENATHAR, T., Y PERES, C. (2017). Enhancing sampling design in mist-net bat surveys by accounting for sample size optimization. PloS one, 12(3), e0174067

UGLAND, K., GRAY, J., Y ELLINGSEN, K. (2003). The species–accumulation curve and estimation of species richness. Journal of Animal Ecology, 72(5), 888-897.

VARGAS, A., AGUIRRE, L., GALARZA, M., Y GARECA, E. (2008). Ensamble de murciélagos en sitios con diferente grado de perturbación en un bosque montano del Parque Nacional Carrasco, Bolivia. Mastozoología neotropical, 15(2), 297-308.

VÁSQUEZ, P., TOVAR-NARVÁEZ, A., SAÍTO-DÍAZ, J., Y REGAL-GASTELUMENDI, F. (2004). Análisis y modelación espacio-temporal del paisaje en las áreas de intervención del PDA. Centro de Datos para la Conservación, Lima (Peru).

VELAZCO, P. (2013). On the phylogenetic position of *Carollia manu* Pacheco et al., 2004 (Chiroptera: Phyllostomidae: Carollinae). Zootaxa, 3718(3), 267-276.

VELAZCO, P. (2017). Murciélagos del Perú - Bats of Peru. Disponible en: [http://www.paulvelazco.com/murcielagos\\_peru.html](http://www.paulvelazco.com/murcielagos_peru.html) [accesado el 10 de noviembre del 2019]

VELAZCO, P., GARDNER, A., Y PATTERSON, B. (2010). Sistemática del complejo de especies *Platyrrhinus helleri* (Chiroptera: Phyllostomidae), con descripciones de dos nuevas especies. Revista Zoológica de la Sociedad Linneana , 159 (3), 785-812.

VELAZCO, P., Y PATTERSON, B. (2013). Diversificación de los murciélagos de hombros amarillos, género *Sturnira* (Chiroptera, Phyllostomidae), en los trópicos del Nuevo Mundo. Filogenética molecular y evolución , 68 (3), 683-698.

VELAZCO, P., GREGORIN, R., VOSS, R., Y SIMMONS, N. (2014). Extraordinary local diversity of disk-winged bats (Thyropteridae: *Thyroptera*) in northeastern Peru, with the description of a new species and comments on roosting behavior. American Museum Novitates, 2014(3795), 1-28.

VELAZCO, P., Y PATTERSON, B. (2014). Two new species of yellow-shouldered bats, genus *Sturnira* Gray, 1842 (Chiroptera, Phyllostomidae) from Costa Rica, Panama and western Ecuador. ZooKeys, (402), 43.



VELAZCO, P., SOTO-CENTENO, J., FLECK, D., VOSS, R., Y SIMMONS, N. (2017). A new species of nectar-feeding bat of the genus *Hsunycteris* (Phyllostomidae: Lonchophyllinae) from northeastern Peru. American Museum Novitates, 2017(3881), 1-27. Disponible en: <https://bioone.org/journals/american-museum-novitates/volume-2017/issue-3881/3881.1/A-New-Species-of-Nectar-Feeding-Bat-of-the-Genus/10.1206/3881.1.short>[accesado el 18 de julio de 2018]

VELAZCO, P., Y PATTERSON, B.(2019). Small Mammals of the Mayo River Basin in Northern Peru, with the Description of a New Species of *Sturnira* (Chiroptera: Phyllostomidae). Bulletin of the American Museum of Natural History, 2019(429), 1-70. Disponible en: <http://digitallibrary.amnh.org/bitstream/handle/2246/6933/B429.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [accesado el 9 de agosto de 2019]

VERGARA, P., RIVERA-HUTINEL, A., FARÍAS, A., COFRÉ, H., SAMANIEGO, H., Y HAHN, I. (2014). ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas? Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 235-254.

VOSS, R., Y EMMONS, L. (1996). Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. Bulletin of the AMNH; no. 230.

WACHARAPLUESADEE, S., SINTUNAWA, C., KAEWPOM, T., KHONGNOMNAN, K., OLIVAL, K., EPSTEIN, J., RODPAN, A., SANGSRI, P., INTARUT, N., CHINDAMPORN, A., SUKSAWA, K., Y HEMACHUDHA, T. (2013). Group C betacoronavirus in bat guano fertilizer, Thailand. Emerging infectious diseases, 19(8), 1349.

WARWICK, R., CLARKE, K., Y SOMERFIELD, P. (2008). k-Dominance curves. Encyclopedia of Ecology, 3, 2055-2057.

WHITTAKER, R. (1965). Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. Science, 147(3655), 250-260.

WHITTAKER, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21(2-3), 213-251.

WICKRAMASINGHE, L., HARRIS, S., JONES, G., Y VAUGHAN, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. Journal of Applied Ecology, 40(6), 984-993. Disponible en: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x> [accesado el 16 de agosto de 2019]



- WIENS, J., CHR, N., VAN HORNE, B., Y IMS, R. (1993). Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.
- WIENS, J., ROTENBERRY, J., Y VAN HORNE, B. (1987). Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 132-147.
- WILLIG, M., PRESLEY, S., BLOCH, C., HICE, C., YANOVIK, S., DÍAZ, M., ARIAS, L., PACHECO, V., Y WEAVER, S. (2007). Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, 39(6), 737-746. Disponible en: [https://hydrodictyon.eeb.uconn.edu/people/willig/Willig\\_pdf/SJ\\_143\\_Willig\\_etal\\_2007.pdf](https://hydrodictyon.eeb.uconn.edu/people/willig/Willig_pdf/SJ_143_Willig_etal_2007.pdf) [accesado el 29 de julio de 2019]
- WILSON, D., ASCORRA, C., Y SOLARI, S. (1996). Los murciélagos como indicadores de alteración del hábitat. *Manu: la biodiversidad del sureste de Perú*. 613-625.
- WILSON, D., Y REEDER, D. (2005). *Especies de mamíferos del mundo: una referencia taxonómica y geográfica* (Vol. 1). JHU Press.
- WOODMAN, N., TIMM, R., ARANA, R., PACHECO, V., SCHMIDT, C., HOOPER, E., Y PACHECO, C. (1991). Annotated checklist of the mammals of Cuzco Amazonico, Peru. *Occas.Pap., Mus. Nat. Hist., Univ. Kansas* 145:1-12.
- WOODMAN, N., Y TIMM, R. (2006). Characters and phylogenetic relationships of nectar-feeding bats, with descriptions of new *Lonchophylla* from western South America (Mammalia: Chiroptera: Phyllostomidae: Lonchophyllini). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 119: 437– 476.
- WUST, W. (1989). Mamíferos del albergue Tambopata Research Center y alrededores, incluyendo la boca del Río Távara. Anexo 3. En: *Estado Actual del Conocimiento de la Zona Reservada Tambopata-Candamo*. CDC-Perú and ACSS.
- XUAN-MAO, C., Y COLWELL, R. (2005). Estimation of species richness: mixture models, the role of rare species, and inferential challenges. *Ecology*, 86(5), 1143-1153.
- XUAN-MAO, C., COLWELL, R., Y CHANG, J. (2005). Estimating the species accumulation curve using mixtures. *Biometrics*, 61(2), 433-441.
- ZAMORA, H., ARTEAGA, Y., Y RODRÍGUEZ, M. (2010). Mamíferos pequeños. Pp. 181-194. En: Figueroa J. y Stucchi M. (eds). *Biodiversidad de los alrededores de Puerto Maldonado. Línea base ambiental del EIA del lote 111, Madre de Dios, Perú*. IPyD ingenieros y AICB. Lima, Perú. 224 pp.

## VII. ANEXOS



**Figura. 3** Principales vías en Madre de Dios y vista externa de la localidad de muestreo.  
Modificado de: Mapa vial Madre de Dios (Dirección General de Caminos y Ferrocarriles [DGCF], 2017)

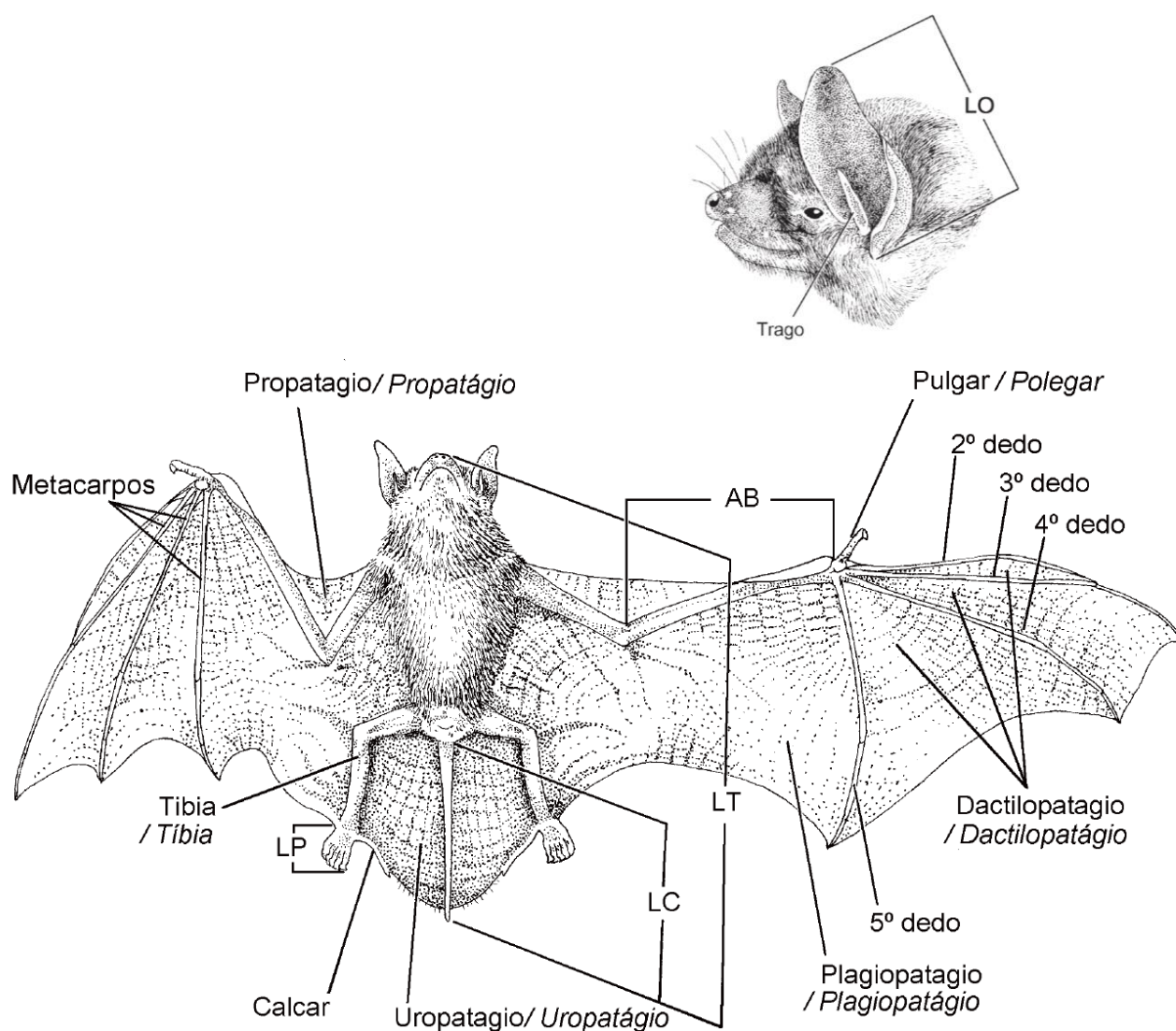


**Figura 4.** Bosque perhúmedo de terraza alta presente en el vivero forestal y fundo “El Bosque”- Madre de Dios, Perú.



**Figura 5.** Acceso al vivero forestal y fundo “El Bosque”- Madre de Dios, Perú.





**Figura 6.** Representación gráfica de las partes y las principales medidas tomadas en murciélagos. LT. Longitud total; LC. Longitud de la cola; LP. Longitud de la pata; LO. Longitud de la oreja; AB. Longitud del Antebrazo. Fuente: Clave de identificación murciélagos de Sudamérica (Díaz et al., 2016).

**Tabla 14 .** Ficha para la recolección de datos de campo empleada en la evaluación en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.

[illegible]

**Tabla 15 .** Tabla de datos de campo empleada el día 21 de Julio del 2017 en la evaluación del vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.

FICHA DE CAMPO PARA MURCIÉLAGOS Y AVES														
Fecha:		21 JUL 17		HORA Inicio:		6:00 pm		HORA Fin:		12:00 pm				
Trocha:		RDV - MURIELAGO		T° aprox.										
# Redes:		05		CLIMA										
				Un poco de frío										
COORDENADAS				#1	0486003 8621637 16m				#5	0486003 8621859 12m				
				#2	0486003 8621672 16m				#6					
				#3	0486003 8621698 12m				#7					
				#4	0486009 8621830 6m				#8					
N°	# Red	Hora	Altur	LT	Lc	Lpp	LO	Lab	Sexo	Peso	Estado reproductivo	Especie	Observaciones	
01	01	6:23	P2	42	71	11	20	37	♂		TNE	<i>Myiodynastes munda</i>	Foto local: 08	
02	04	6:18	P4	61	12	13	33	57	♀		VA	<i>Myiodynastes munda</i>	Foto local: 20 (foto de fondo)	
07	01	6:24	P1	64	10	10	14	48	♀		VA	<i>Myiodynastes munda</i>	Local: 25 Hacer foto	
04	05	6:49	P4	52	08	10	15	366	♀		VA	<i>Corallio brevicauda</i>	Local: 16	
05	03	8:39	P4	54	09	12	17	42	♀		VA	<i>Corallio brevicauda</i>	Local: 17	
06	05	8:42	P2	73	06	11	15	37	♀		VA	<i>Corallio brevicauda</i>	Local: 17	
03	04	8:33	P3	55	06	12	16	43	♀		VA	<i>Corallio brevicauda</i>	Local: 17	
08	04	6:15	P4	62	10	14	16	49	♂		TNE	<i>Myiodynastes munda</i>	Local: 25	
09	01	6:32	P3	67	10	13	18	59	♂		TNE	<i>Artibeus obscurus</i>	Foto en mano local: 25	
10	03	6:41	P1	79	10	15	18	67	♀		VA	<i>Artibeus planirostris</i>	Foto sin un caso inferior	
11	03	7:41	P4	85	10	15	20	66.5	♀		VA	<i>Artibeus planirostris</i>	Foto	
12	01	7:31	P4	71	10	13	21	63	♂		TNE	<i>Artibeus obscurus</i>	Foto	
13	03	8:30	P4	70	10	13	13	61	♂		TNE	<i>Artibeus obscurus</i>	Foto	
14	01	10:30	P3	82	10	14	22	70	♀		VA	<i>Artibeus obscurus</i>	Foto	
15	05	11:04	P3	72	10	13	20	62	♀		VA	<i>Artibeus obscurus</i>	Foto	
16	05	12:18	P4	86	10	16	22	64	♀		TNE	<i>Artibeus planirostris</i>	Foto	
17	01	-	-	23	10	14	23	70	♀		VA	<i>Artibeus planirostris</i>	muerto (sin fotos)	
OBSERVACIONES														
Echismo no foto lista Componente: 0486007 8621898														

LEYENDA: TNE: Testículos No Escrotales TSE: Testículos Semi Escrotales; TE: Testículos Escrotales  
 LEYENDA: VA: Vagina Abierta; VC: Vagina Cerrada; PND: Pesones No Desarrollados; PSD: Pesones Semidesarrollados; PD: Pesones Desarrollados;



**Tabla 16 .** Tabla de datos de campo empleada el día 27 de Julio del 2017 en la evaluación del vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.

FICHA DE CAMPO PARA MURCIÉLAGOS Y AVES																
Fecha:	27	HORA Inicio:	6:00 p.m. <th>HORA Fin:</th> <td>12:00 p.m. <th colspan="8"></th> </td>	HORA Fin:	12:00 p.m. <th colspan="8"></th>											
Trocha:	cerros del vivero <th colspan="8"></th>															
# Redes:	0	CLIMA														
COORDENADAS					#1	0484951 8622441 16m 231m					#5	0485001 8622380 12m 234m				
					#2	0484988 8622456 6m 222m					#6					
					#3	0484995 8622432 12m					#7					
					#4	0484996 8622408 16m					#8					
N°	# Red	Hora	Altur	LT	Lc	Lpp	LO	Lab	Sexo	Peso	Estado reproductivo	Especie	Observaciones			
01	04	12:16	P2	96	50	17	22	72	♀		VA pre-ada	<i>Artibeus lituratus</i>	Foto			
02	03	11:06	P2	88	10	17	21	67	♀		VA PSD pre	<i>Artibeus planirostris</i>	Foto linea laral para analisis			
03	01	11:24	P3	95	10	16	23	72.4	♂		TE	<i>Artibeus lituratus</i>	Foto			
04	01	11:26	P4	90	10	17	23	75.2	♂		TE	<i>Artibeus lituratus</i>	Foto			
05	01	12:40	P4	92	10	16	23	75	♀		VA	<i>Artibeus lituratus</i>	Foto			
06	01	12:42	P3	94	10	16	20	68	♂		TNE	<i>Artibeus planirostris</i>	Foto			
07	04	6:25	P2	53	07	12	19	41	♀		VP	<i>Carollia perspicillata</i>	tibia 19 Foto			
08	04	9:48	P3	55	08	14	17	42	♂		TE	<i>Carollia perspicillata</i>	tibia 18 Foto			
09	05	10:40	P4	50	06	09	12	35.5	♂		TE	<i>Glossophaga sennae</i>	Foto muerta			
10	05	10:42	P2	50	08	08	13	35	♀		VA	<i>Glossophaga sennae</i>	Foto			
11	04	10:51	P4	55	08	12	19	40.5	♂		TE	<i>Carollia perspicillata</i>	tibia 19 Foto			
12	03	12:26	P3	53	08	10	14	36	♀		VP	<i>Glossophaga sennae</i>	Foto			
13	02	12:33	P3	55	09	12	17	43	♂		TNE	<i>Carollia perspicillata</i>	tibia 19 Foto			
14	04	6:30	P2	60	10	10	18	42	♂		TNE	<i>Monstima bilobatum</i>	Foto			
15	04	9:30	P4	54	09	13	17	43	♂		TNE	<i>Carollia perspicillata</i>	tibia 12 Foto muerta			
OBSERVACIONES																
capturas seccion a las 10:00pm, otros de conas																
LEYENDA: TNE: Testiculos No Escrotales TSE: Testiculos Semi Escrotales; TE: Testiculos Escrotales																
LEYENDA: VA: Vagina Abierta; VC: Vagina Cerrada; PND: Pesones No Desarrollados; PSD: Pesones Semidesarrollados; PD: Pesones Desarrollados;																





**Figura 7.** Instalación de redes de niebla en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 8.** Captura de murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.





**Figura 9.** *Artibeus glaucus*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 10.** *Artibeus anderseni*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 11.** *Artibeus gnomus*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 12.** *Artibeus lituratus*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 13.** *Artibeus obscurus*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 14.** *Artibeus planirostris*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 15.** *Carollia brevicauda*, subfamilia: Carollinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 16.** *Carollia perspicillata*, subfamilia: Carollinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 17.** *Chiroderma trinitatum*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 18.** *Chiroderma villosum*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 19.** *Desmodus rotundus*, subfamilia: Desmodontinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



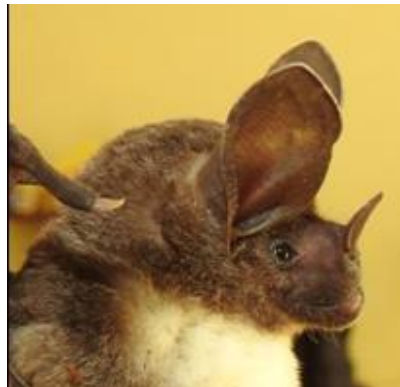
**Figura 20.** *Gardnerycteris crenulatum*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 21.** *Glossophaga soricina*, subfamilia: Glossophaginae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 22.** *Hsunycteris pattoni*, subfamilia: Lonchophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 23.** *Lophostoma carrikeri*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 24.** *Lophostoma silvicolum*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 25.** *Mesophylla macconelli*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 26.** *Micronycteris minuta*, subfamilia: Micronycterinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.





**Figura 27.** *Phyllostomus discolor*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 28.** *Phyllostomus elongatus*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 29.** *Phyllostomus hastatus*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 30.** *Platyrrhinus infuscus*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 31.** *Platyrrhinus incarum*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 32.** *Rinophylla fischeriae*, subfamilia: Rhynophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.





**Figura 33.** *Rhinophylla pumilio*, subfamilia: Rhynophyllinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 34.** *Sturnira lilium*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 35.** *Sturnira tildae*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 36.** *Tonatia saurophila*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 37.** *Trachops cirrhosus*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 38.** *Trinycteris nicefori*, subfamilia: Glyphonycterinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 39.** *Uroderma bilobatum*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 40.** *Vampyriscus bidens*, subfamilia: Stenodermatinae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 41.** *Vampyrum spectrum*, subfamilia: Phyllostominae, familia: Phyllostomidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 42.** *Peropteryx leucoptera*, subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 43.** *Peropteryx pallidoptera*, subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 44.** *Saccopteryx bilineata*, subfamilia: Emballonurinae, familia: Emballonuridae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.



**Figura 45.** *Myotis riparius*, subfamilia: Myotinae, familia: Vespertilionidae; murciélago capturado en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.

**Tabla 17 .** Listado de especies, nombres comunes (según Pacheco et al., 2009) y zona de captura de los murciélagos en el vivero forestal y fundo El Bosque – Madre de Dios, Perú.

Taxón	Nombre común	Vivero	Fundo
<b>Familia Emballonuridae</b>			
<b>Subfamilia Emballonurinae</b>			
<i>Pteropteryx leucoptera</i> *	Murciélago de sacos aliblanco		X
<i>Pteropteryx pallidoptera</i> *	Murciélago cara de perro de alas palidas		X
<i>Saccopteryx bilineata</i>	Murcielaguito negro de listas		X
<b>Familia Phyllostomidae</b>			
<b>Subfamilia Carolliinae</b>			
<i>Carollia brevicauda</i>	Murciélago frutero colicorto		X
<i>Carollia perspicillata</i>	Murciélago frutero común	X	X
<b>Subfamilia Desmodontinae</b>			
<i>Desmodus rotundus</i>	Vampiro común		X
<b>Subfamilia Glossophaginae</b>			
<i>Glossophaga soricina</i>	Murciélago longirostro de Pallas	X	X
<b>Subfamilia Glyphonycterinae</b>			
<i>Trinycteris nicefori</i>	Murciélago de orejas puntiagudas		X
<b>Subfamilia Lonchophyllinae</b>			
<i>Hsunnycteris pattoni</i>	Murciélago longirostro de Patton		X
<b>Subfamilia Micronycterinae</b>			
<i>Micronycteris minuta</i>	Murciélago orejudo de pliegues altos	X	X
<b>Subfamilia Phyllostominae</b>			
<i>Gardnerycteris crenulatum</i>	Murciélago de hoja nasal peluda		X
<i>Lophostoma carrikeri</i>	Murciélago orejudo de vientre blanco		X
<i>Lophostoma silvicolium</i>	Murciélago de orejas redondas de garganta blanca		X
<i>Phyllostomus discolor</i>	Murciélago hoja de lanza menor		X
<i>Phyllostomus elongatus</i>	Murciélago hoja de lanza alargado		X

Continuación Tabla 17.

<i>Phyllostomus hastatus</i>	Murciélago hoja de lanza mayor		X
<i>Tonatia saurophila</i>	Murciélago orejón grande		X
<i>Trachops cirrhosus</i>	Murciélago verrugoso, come-sapos		X
<i>Vampyrum spectrum</i>	Gran falso vampiro		X
<b>Subfamilia Rhinophyllinae</b>			
<i>Rhinophylla pumilio</i>	Murciélago pequeño frutero común		X
<i>Rhinophylla fischeriae</i>	Murciélago pequeño frutero de Fischer		X
<b>Subfamilia Stenodermatinae</b>			
<i>Sturnira lilium</i>	Murciélago de charreteras amarillas	X	X
<i>Sturnira tildae</i>	Murciélago de charreteras rojizas		X
<i>Chiroderma trinitatum</i>	Murciélago menor de listas	X	X
<i>Chiroderma villosum</i>	Murciélago de líneas tenues		X
<i>Mesophylla macconnelli</i>	Murcielaguito cremoso		X
<i>Platyrrhinus incarum</i>	Murciélago de nariz ancha inca		X
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	Murciélago de nariz ancha de listas tenues		X
<i>Uroderma bilobatum</i>	Murciélago constructor de toldos	X	X
<i>Vampyriscus bidens</i>	Murcielaguito de lista dorsal		X
<i>Artibeus anderseni</i>	Murcielaguito frugívoro de Andersen		X
<i>Artibeus glaucus</i>	Murciélago frutero plateado		X
<i>Artibeus gnomus</i>	Murciélago frutero enano		X
<i>Artibeus lituratus</i>	Murcielaguito frugívoro mayor	X	X
<i>Artibeus planirostris</i>	Murciélago frutero de rostro plano	X	X
<i>Artibeus obscurus</i>	Murcielaguito frugívoro negro	X	X
<b>Familia Vespertilionidae</b>			
<b>Subfamilia Myotinae</b>			
<i>Myotis riparius</i>	Murcielaguito acanelado		X

**Tabla 18 .** Listado de especies y código de depósito (MUSM) de especímenes ingresados en la colección de mamíferos del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

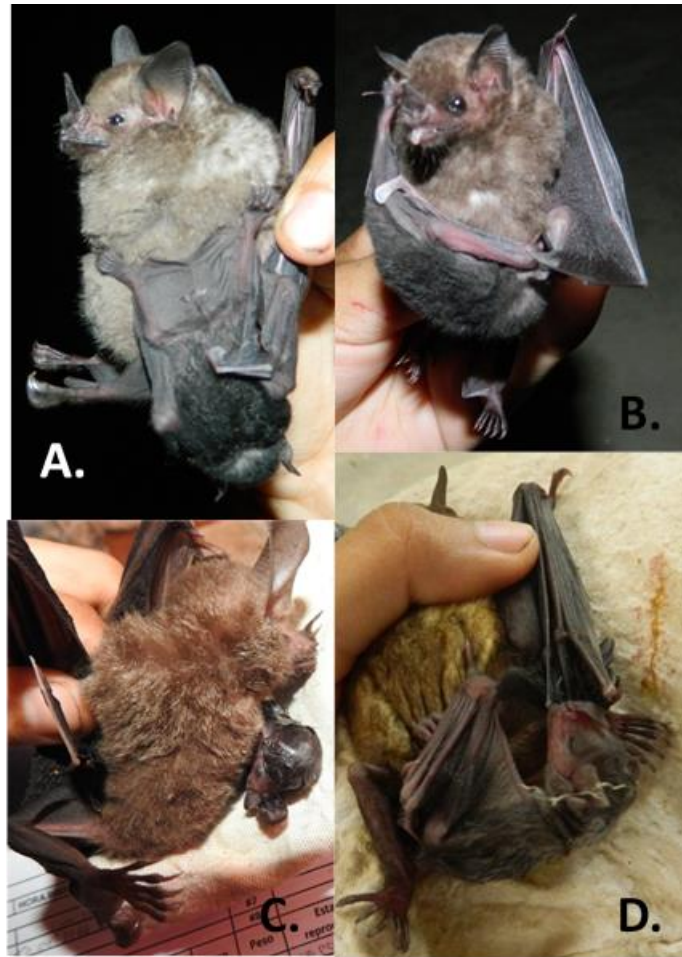
MUSM	ORDEN	GENERO	ESPECIE	CANTIDAD
48966	Chiroptera	<i>Peropteryx</i>	<i>leucoptera</i>	<b>1</b>
48967	Chiroptera	<i>Saccopteryx</i>	<i>bilineata</i>	<b>1</b>
48968	Chiroptera	<i>Saccopteryx</i>	<i>bilineata</i>	<b>1</b>
48969	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>anderseni</i>	<b>1</b>
48970	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>anderseni</i>	<b>1</b>
48971	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>anderseni</i>	<b>1</b>
48972	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>glaucus</i>	<b>1</b>
48973	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>glaucus</i>	<b>1</b>
48974	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>gnomus</i>	<b>1</b>
48975	Chiroptera	<i>Artibeus</i>	<i>gnomus</i>	<b>1</b>
<b>TOTAL</b>				<b>10</b>



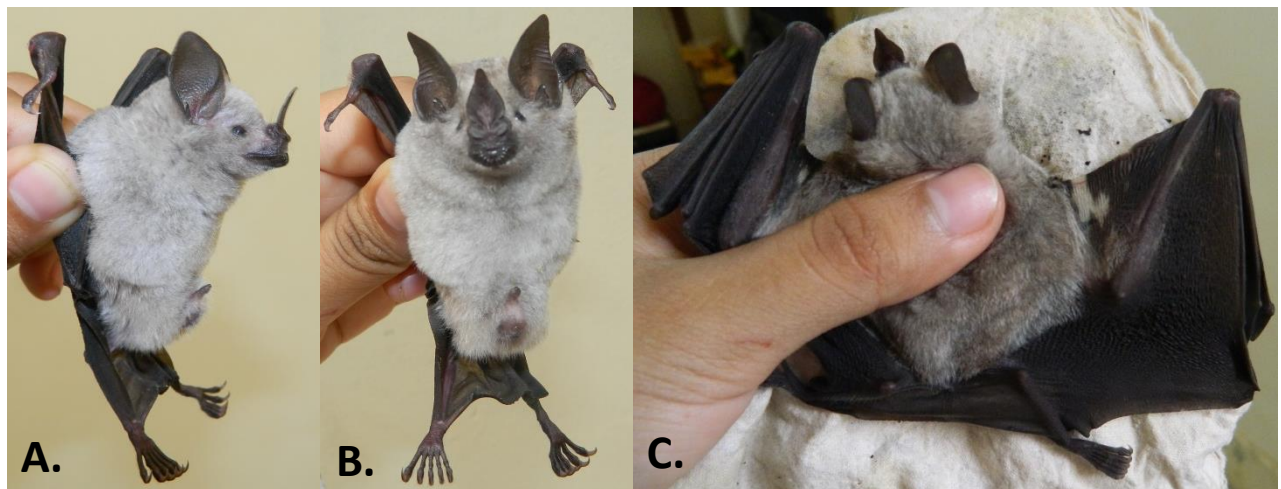


**Figura 46.** Distribución de singletons dentro del vivero forestal y fundo “El bosque”: Inicio (rojo), Medio (Azul) y Final (verde).

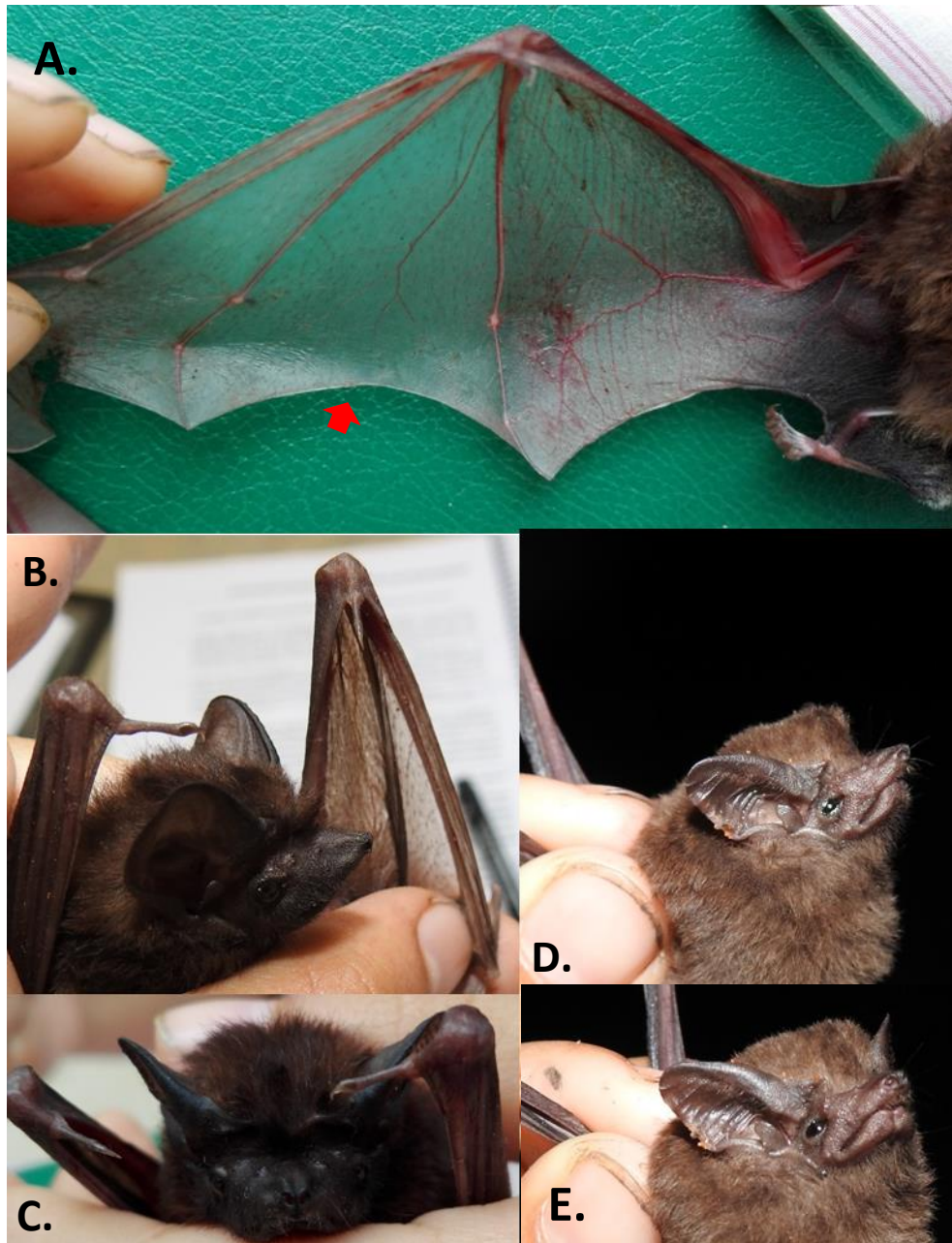




**Figura 47.** Individuos capturados y sus crías: A. *Carollia perspicillata*. B. *Glossophaga soricina*. C. *Trachops cirrhosus*. D. *Sturnira tildae*.



**Figura 48.** Individuo de *Carollia perspicillata* con leucismo. A. Vista lateral. B. Vista Frontal. C. Vista dorsal.



**Figura 49.** A. Patagios transparentes característico en algunas especies de *Peropteryx*., B y C. *Peropteryx leucoptera*., D y E. *Peropteryx pallidoptera*